

水循環構造を踏まえた積雪寒冷地停滞性水域の水質改善方策に関する研究

著者	杉原 幸樹
学位名	博士（工学）
学位の種別	課程博士
報告番号	甲第332号
研究科・専攻	工学研究科・建設工学専攻
学位授与年月日	2012-09-27
URL	http://hdl.handle.net/10258/2670

博 士 学 位 論 文

題 目

水循環構造を踏まえた積雪寒冷地
停滞性水域の水質改善方策に関する研究

氏 名 杉原 幸樹

提出年月日 2012 年 6 月 29 日

博士論文題目

水循環構造を踏まえた積雪寒冷地停滞性水域の水質改善方策に関する研究

氏 名 杉原 幸樹

論文内容の要旨

都市化によって流末の停滞性水域の富栄養化が問題となり、これらの水質の浄化のために多くの研究が行われているが、各地の水質障害は主に夏期に起こり、冬期の影響について十分な検討はなされていない。また、結氷下の水質挙動について経時的、定量的な評価及び観測事例は非常に少なく、寒冷地の経年的な水質予測を行った例はない。そのため寒冷地水域の水質改善策を策定するには、経年的な評価を行えない問題があった。

そこで、本研究は札幌市の流末水域である茨戸川に注目し、茨戸川の水質改善方策について検討、評価することを目的とした。茨戸川は全面結氷するため、結氷下の水質挙動を明らかにし、越冬を考慮した水質改善策を提案することを目指した。まず、観測データから水域特性の把握を行い、水質予測モデルを構築した。次に、モデルを用いて導水による水質改善策を検討、提案し、実施された改善策の効果を検証した。さらに、結氷に注目して気候変動の水質への影響について検討を行った。

水域特性を整理した結果、茨戸川への札幌市の都市排水の流入負荷量は年々削減されているが、茨戸川の水質は改善されていないことがわかった。これは、茨戸川自体の底泥の巻上げなど内部生成される負荷や滞留時間が長いなどの水域特性が原因であり、負荷量削減対策では水質改善の限界であることが推察される。また、結氷下の水質観測結果から、氷の下では嫌気化が進行し、栄養塩が溶出することが明らかとなり、冬期に蓄えられた栄養塩が解氷後に植物プランクトンによって利用されることがわかった。そのため、茨戸川水質における水質改善策は結氷影響を考慮する必要がある。そこで、水域特性や結氷条件を反映させて、植物プランクトンを中心とする物質循環を考慮した水質予測モデルを構築し、結氷期を含めて、良好な時空間の再現性を有することを確認した。

本モデルにより、寒冷地での複数年の連続的な水質予測が可能となり、最上流部より石狩川河川水の導水を複数年継続することで、茨戸川の水質改善が見込めることを提案した。実際に改善策が実施され、水質が改善されていることを確認した。また、導水による水質改善機構は希釈による直接的改善と導水の継続による滞留時間の減少と窒素供給の減少がプランクトン増殖を抑制する間接的改善が起ると分析され、観測結果からも同様の傾向が確認された。さらに、自然の変化要因として気候変動による水質への影響が懸念され、予測計算および観測結果から気候変動影響を分析すると、気温の上昇により結氷期間が短縮され、春期の水質が悪化する可能性が示唆された。その対応策として導水期間の長期化が有効であることを示した。以上のことから積雪寒冷地停滞性水域の水質改善策として、断続的でも複数年の導水が有効であることが確認された。

水循環構造を踏まえた積雪寒冷地停滞性水域の水質改善方策に関する研究

[目 次]

第 1 章 研究の目的と構成	1
1-1. 研究背景と研究目的	1
1-2. 論文構成	4
【参考文献】	6
第 2 章 水域特性の把握	8
2-1. 茨戸川の形成	8
2-2. 流域の水循環構造の実態解析	11
2-3. 茨戸川水質の特徴	19
2-4. 茨戸川における水収支と流入負荷量	31
2-5. 結氷期の水質変化	36
2-6. 第 2 章まとめ	43
【参考文献】	44
第 3 章 水質予測モデルの構築	46
3-1. 水質予測モデルの構築	46
3-2. 再現計算	60
3-3. 第 3 章まとめ	78
【参考文献】	79
第 4 章 水質改善策の事前・事後評価	81
4-1. 事前評価	81
4-2. 事後評価	99
4-3. 第 4 章まとめ	111
【参考文献】	112
第 5 章 気候変動の影響と対応	113
5-1. 札幌における気候変動の実態	113
5-2. 結氷期間と水質の関係	118
5-3. 気候変動の水質への影響	124
5-4. 第 5 章まとめ	128
【参考文献】	129
第 6 章 結論	130

第1章 研究の目的と構成

1-1. 研究背景と研究目的

わが国における水質問題は、1878年の渡良瀬川で足尾銅山の鉍毒害に端を発し、1956年に水俣病が社会的な問題¹⁾となった。その後、排水規制や水質保全のための法律整備が急速に進んだ。1970年に公害対策基本法、水質汚濁防止法が施行²⁾され、重大な健康被害をもたらす水質問題は沈静化されている。しかし、1980年代には生活排水によって停滞性水域における富栄養化などが顕著になり、1993年に環境基本法³⁾が制定された。環境基本法により、河川では生物学的酸素要求量(BOD)、湖沼・海域では化学的酸素要求量(COD)が有機汚濁の指標として用いられ、環境基準が設定⁴⁾された。2011年現在での環境基準の達成率は河川で92.3%、湖沼で50%、海域で79.2%⁵⁾となり、富栄養化問題は完全には終息してはいない。特に湖沼や内湾に代表されるように停滞性水域の水質は依然として改善されていない。

これら停滞性水域の水質改善策について、1990年代に流域の利水、治水、環境保全・回復のバランスをとりつつ、水循環を持続性のあるものにするという流域を単位とした総合的水マネジメントが鶴見川や印旛沼で行われている⁶⁾。その他の事例としては東京湾⁷⁾や大阪湾⁸⁾など高度に都市化した流域の流末内湾、あるいは伊勢湾⁹⁾のように都市と農地の流末に位置する内湾を流域圏水環境の鏡として水質改善策による流域圏の再生が模索されている。多くの事例で水環境の健全化には流入負荷の削減が効果的¹⁰⁾である。しかし、負荷削減にも限界があり、さらなる水質改善のためには、底質改善や流況改善などの対策が必要となる。流況改善対策として、導水に注目すると、各地¹¹⁾⁻¹⁷⁾で浄化用水の導水が行われ、これら導水による水質の改善効果について、観測・検証が行われている。これらの結果から導水中には水質の改善が見られるが、導水の停止により改善効果が消失する傾向や、導水で汚濁水が流下するため、下流側の水質がさらに悪化する傾向がみられている。しかし、導水を複数年継続させた場合の効果の検証例や断続的な導水による効果の検証例はなく、導水手法の有用性や適切さについて課題が残っている。

これら改善策を立案するためには対象水域の水質形成特性を把握することが重要となる。これまでの水質改善策は主に夏期の植物プランクトンの増殖に対する対応策であり、水質形成の解明やその対策について数多くの研究¹⁸⁾⁻²³⁾がなされている。

ここで、積雪寒冷地の水域では、冬期に目立った水質障害が起らないことや結氷により観測自体が困難なことから、結氷下の水質挙動については十分な観測が行われてはいない。国内外の数少ない観測例²⁴⁾⁻²⁹⁾では鉛直的な溶存酸素やプランクトン組成の観測が行われており、定性的な報告のみである。このことは結氷下の水質について連続的で定量的な知見がほとんどないことを示している。寒冷地における複数年の水質変化を考慮すると結氷による影響を無視することはできないにも関わらず、不明な点が多いのが現状である。また、導水などの取水施設を考慮すると氷により取水自体ができない場合があり、通年での連続的な導水が困難である。このため、寒冷地においては断続的な導水にならざるを得ない自然条件であるが、断続的な導水の水質への効果についての報告例はない。

さらに、近年では気候変動により水資源の減少や水質の悪化など水域への悪影響が想定³⁰⁾されている。福島ら^{31), 32)}は霞ヶ浦の水質や公共用水域水質データの統計的解析から、温暖化により一次生産が増大し、水質が悪化すると報告している。森³³⁾は木曽川において気温が高い年と平均的な年の比較から、温暖化により夏期に嫌気化が進行し、生物学的酸素要求量(BOD)が増加することを示唆している。これらは気温の上昇により夏期の水質悪化を示唆するものであるが、寒冷地の水域を考慮すると夏季の影響とともに結氷期間の短縮による水質への影響を把握する必要がある。

ここで、北海道における河川と湖沼の環境基準をみたしていない地点を図 1-1 に示す。データは公共用水域水質年間値データ³⁴⁾より取得し、2009 年についてまとめた。この結果から河川水質が悪化しているのが札幌圏に集中していることがわかる。また、湖沼水質は指定類型が厳しく設定されており、温泉排水の影響によって水質が悪化していることが推察される。中でも網走湖、春採湖は悪化が著しく、都市排水の流入が多い地点であることが特徴的である。湖沼については流入負荷量の削減により、水質の改善が期待できる。しかし、茨戸川については環境基準の超過地点が集中しており、大都市札幌に近接することから特異な環境であると同時に水質改善が困難であることが示唆される。

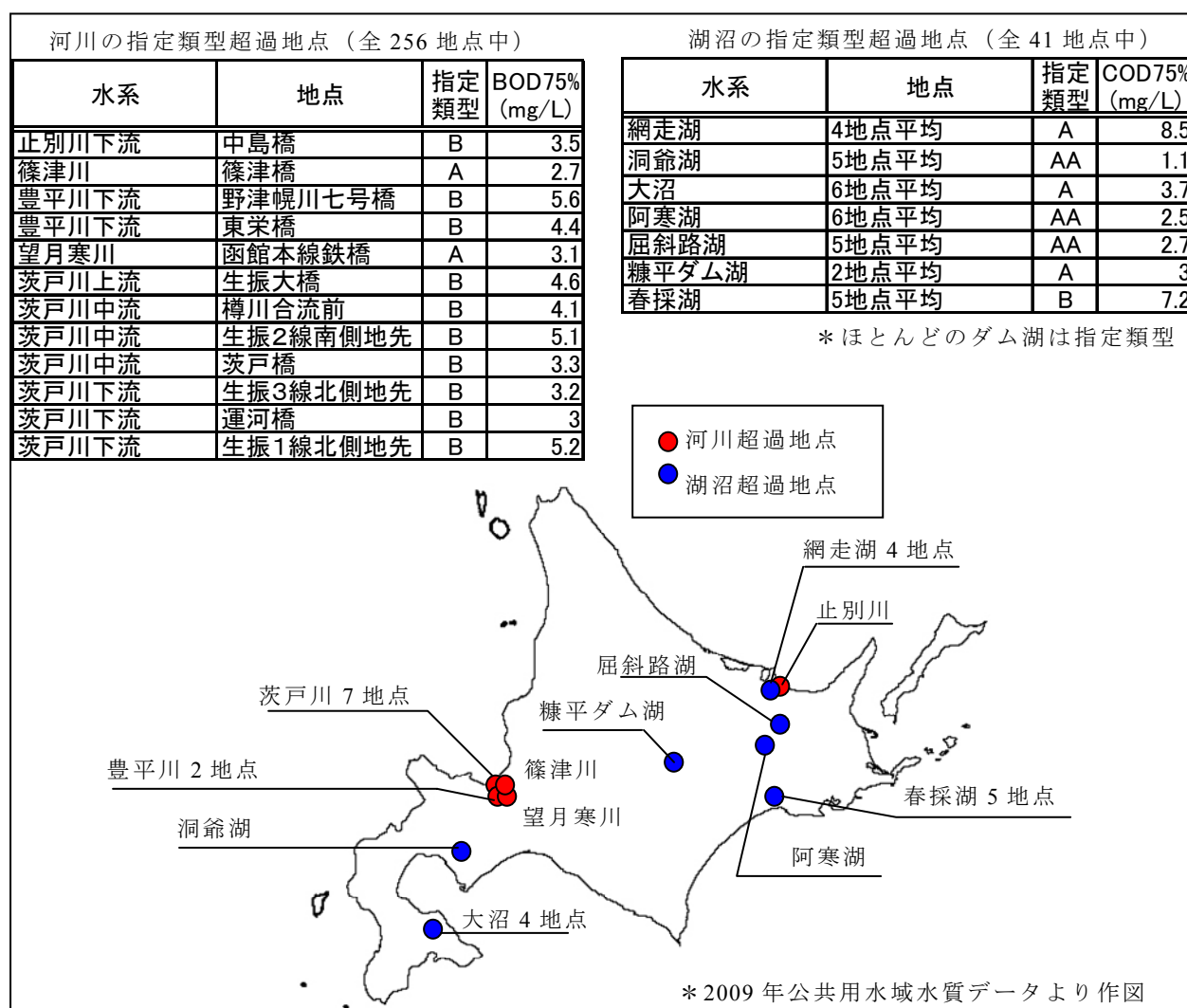


図 1-1 北海道における環境基準超過地点分布（河川と湖沼のみ）

次に茨戸川（樽川合流前）と豊平川（中流の幌平橋）の BOD75%値、人口推移と下水普及率を図 1-2 に示す。データは公共用水域水質データベース³⁴⁾および札幌市統計書³⁵⁾より入手して編集した。

札幌市の人口は下水処理場の整備が開始される 1961 年（昭和 36 年）当時は約 50 万人であった。その後も右肩上がりに増加し、2010 年では 191 万人となっている。次に、札幌市の下水道普及率をみると 1972 年（昭和 47 年）の冬季五輪を契機にインフラ整備が充実し、急激に普及率が増加している。その後も整備が進行し、2010 年では 99.7%の普及率（処理人口比）となっている。

このとき、豊平川の BOD75%値の推移をみると、1960 年～1970 年は 50 万人の生活排水が流入するため、BOD75%値は 4～8mg/L と高い値を示し、汚濁が進行していたが、下水道が整備された 1972 年頃から急激に減少し、現在ではほぼゼロ付近で推移している。

一方、1972 年～1997 年の茨戸川をみると下水道が整備され、普及率が 90%以上となっても、BOD75%値は依然として 8mg/L と高い値を示している。1980 年～1999 年にかけて底泥の浚渫や、1997 年に下水処理場に高度処理設備が整備され始めると BOD75%値は低下傾向を示しているが、依然として 4mg/L と比較的高い値で安定して現在に至っている。ここで、BOD75%値が 4mg/L は環境基準（生活環境）では C 類型に属し、工業用水にしか適していない程度の水質である。しかし、茨戸川では漁業やレジャーに水面が利用されており、水質の改善は住民の日常生活を保全する意味でも急務となっている。

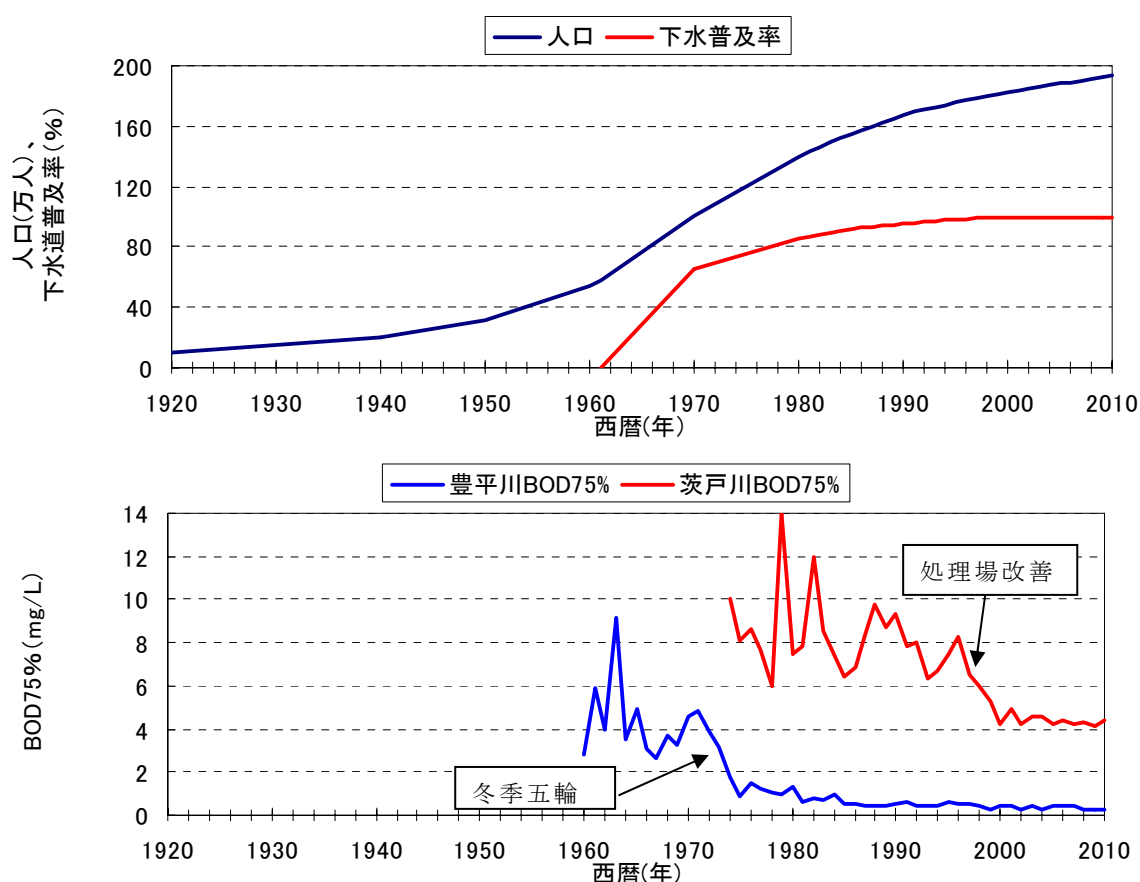


図 1-2 札幌市の人口、下水普及率、近隣河川の BOD75%値の推移

これらの経緯から依然として改善しない茨戸川の水質にどのように対処するかが大きな問題となっている。このため、2003年には茨戸川の水質改善のために緊急行動計画（清流ルネッサンスⅡ）が策定されたが、評価手法などは不十分であった。さらに、過去の改善対策で十分な効果が得られなかった要因も不明確である。このことから、札幌をふくむ水循環系全体を考慮して実態を把握する必要がある。さらに、水質評価手法を確立する必要があるが、茨戸川は全面結氷することから水質改善策を考慮する上で結氷の影響を無視することはできない。

そこで本研究は、茨戸川の水質改善方策を提案し、その効果を明らかにすることを目的とした。そのためには水域の特性を把握し、水質の予測手法を確立し、浄化対策の事前予測、事後評価を的確に行い、長期的な変化要因を考慮する必要がある。

1-2. 論文構成

本論文の構成を図 1-3 に示す。

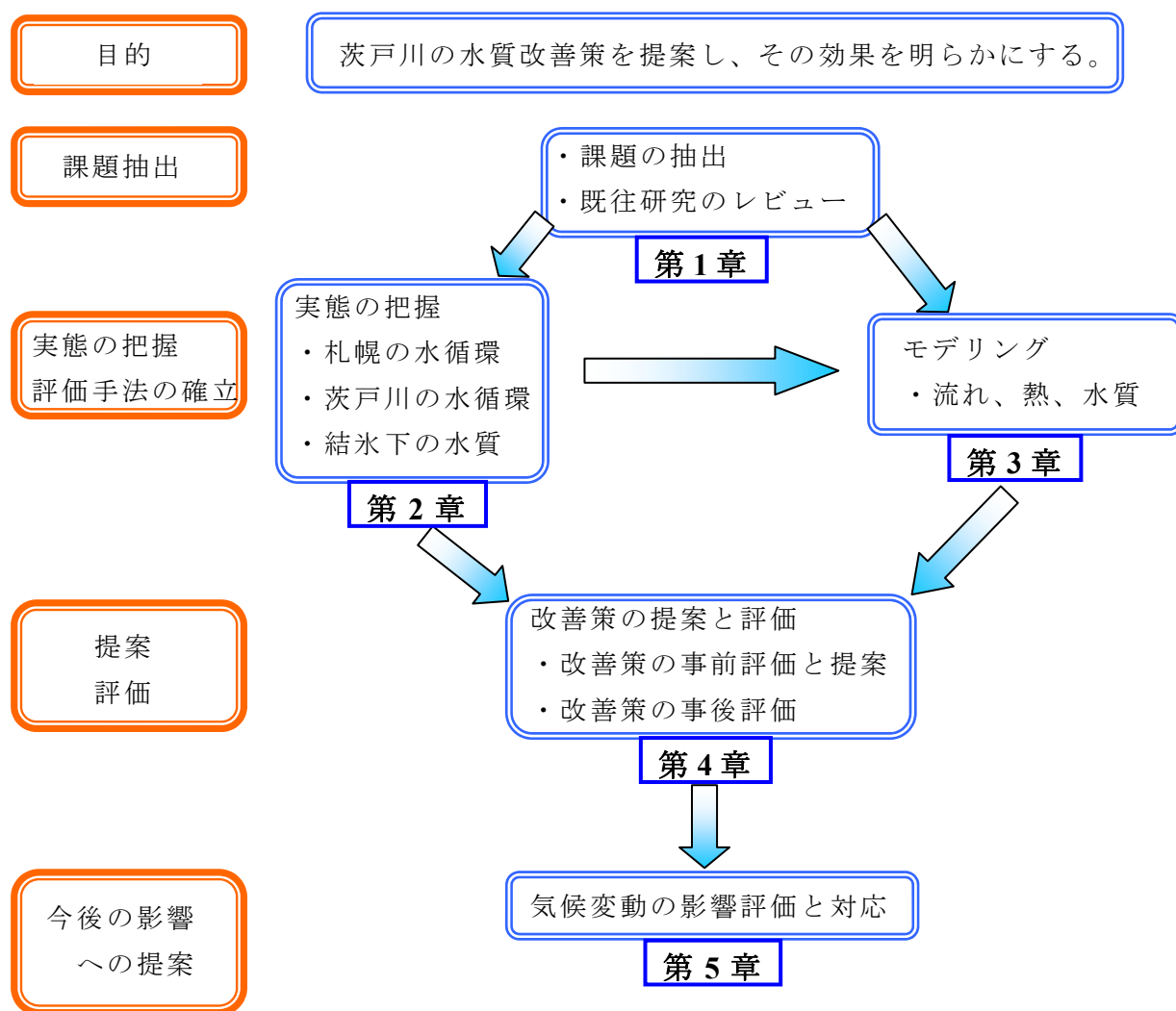


図 1-3 論文構成フロー

本論文は 6 章で構成し、各章の内容を以下に記す。

第 1 章で、水質問題の現状と既往研究を示し、本研究の背景となる茨戸川における富栄養化の課題を整理して論文構成をまとめる。

第 2 章では、茨戸川の流域である札幌市と茨戸川本川の水収支、負荷動態を整理して、水循環系全体としての茨戸川の水質形成構造をまとめる。さらに、結氷期の水質観測を実施した結果をまとめ、過去の水質挙動を整理することで、茨戸川の水質特徴を明示する。

第 3 章では、第 2 章の結果を反映させ、結氷を考慮した水質予測モデルを構築する。さらに構築したモデルの再現状況を確認する。

第 4 章では、モデルを活用し、茨戸川水質改善のための効果的な改善策を検討し、提案する。さらに、モデルによって水質改善メカニズムを解析する。改善策を提案し、水質改善行動計画（茨戸川清流ルネッサンスⅡ）に反映させ、実際に実施された改善策の水質改善効果を観測値およびモデルにより検証する。

第 5 章では、今後起りうる自然変化要因として気温変化が考えられ、札幌市における気温変化の実態をまとめ、結氷との関係性を検討する。茨戸川では結氷期間が不明なため、結氷期間の推定法を示し、結氷期間と水質との関係性を検討した。さらに、気候変動による水質への影響と導水実態から、将来的な適応策を示す。

第 6 章では本論文で得られた知見を総括する。

【参考文献】

- 1) 太田猛彦 編、水の事典、朝倉書店、2004.
- 2) 国立環境研究所 HP ; <http://www.nies.go.jp/nieskids/index.html>
- 3) 法令データ提供システム ; <http://law.e-gov.go.jp/cgi-bin/idxsearch.cgi>
- 4) 環境省、環境基準 HP ; <http://www.env.go.jp/kijun/index.html>
- 5) 平成 23 年度環境・循環型社会・生物多様性白書、環境省、2011.
- 6) 「自然と共生した流域圏・都市の再生」ワークショップ実行委員会編、自然と共生した流域圏・都市の再生、山海堂、2005.
- 7) 藤田光一、伊藤弘之、小路剛志、安間智之：水物質循環モデルを活用した水環境政策評価～東京湾とその流域を対象として～、国土技術政策総合研究所資料、第 298 号、2006.
- 8) 西田修三、北畠大督、入江政安：淀川流域圏の水環境と大阪湾への影響解析、水工学論文集、第 51 巻、pp.1153-1158、2006.
- 9) 辻本哲郎、戸田祐嗣、尾花まき子：「伊勢湾流域圏の自然共生型環境管理技術開発」研究プロジェクトのねらい、河川技術論文集、第 13 巻、pp.291-296、2007.
- 10) 吉川勝秀：流域都市論、鹿島出版会、2008.
- 11) 中野晋、山下智、小津慶久、三井宏：導水による都市河川網の水質制御、水工学論文集、第 35 巻、pp.561-566、1991.
- 12) 山崎祐介、二瓶泰雄、西村司、猪爪高見：手賀沼の水質環境に及ぼす浄化用水量の影響、土木学会年次学術講演会講演要旨集第二部、Vol.58、pp.427-428、2003.
- 13) 山崎裕介、二瓶泰雄、猪爪高見、西村司：浄化用水量の変化が手賀沼の水質環境に及ぼす影響、河川技術論文集、第 9 巻、pp.505-510、2003.
- 14) 栃本味千代、前川勝郎、大久保博、大井章：導水による小牧川の水質改善について、農業土木学会全国大会講演要旨集、pp.474-475、2004.
- 15) 竹内清文、柳沼昌浩、横山博保、富家雄一：河川浄化導水事業による水質改善効果評価に関する研究-綾瀬川・芝川における一考察-、河川環境総合研究所報告、第 13 号、pp.60-71、2007.
- 16) 杉山広明、開地勇介、川本拓也、松尾直規：中川運河導水が堀川の水質に及ぼす影響に関する研究、土木学会年次講演会要旨集、第 62 巻、pp.142-146、2007.
- 17) 天野邦彦、中西哲：富栄養化の進んだ湖沼における導水による水質改善に関する考察－印旛沼を事例にして－、水工学論文集、第 52 巻、pp.1267-1272、2008.
- 18) 柳哲雄：貧酸素水塊の生成・維持・変動・消滅機構と化学・生物的影響、海の研究、13(5)、pp.451-460、2004.
- 19) 道奥康治、神田徹、石川浩：貯水池の有機汚濁と深水層における逆転水温層・高塩分水塊の消長について、土木学会論文集、No.740/Ⅱ-64、pp.45-62、2003.
- 20) 吉川景子、大久保賢治：対流循環による深水湖底層への酸素輸送機構、土木学会論文集 B、Vol.64、No.1、pp.41-48、2008.
- 21) 松尾直規、山田正人、宗宮功：貯水池上流端における流動特性と淡水赤潮現象との関係、水工学論文集、第 40 巻、pp.575-581、1996.

- 22) 福島武彦、上西弘晃、松重一夫、原沢英夫：浅い富栄養湖の水質に及ぼす気象の影響、水環境学会誌、第 21 巻 第 3 号、pp.180-187、1998.
- 23) 梅田信、富岡誠司：貯水池における水質環境要素と藻類増殖の関係、水工学論文集、第 51 巻、pp.1373-1377、2007.
- 24) 知北和久、福山龍次、坂本博明、中路晃平：閉鎖性汽水湖における死水の挙動特性；釧路市・春採湖での結氷観測から、北海道大学地球物理学研究報告、Vol.60、pp.13-28、1997.
- 25) 中村優子、青井孝夫、黒木宗尚：網走湖の植物プランクトンの季節的消長、北海道大学大学院環境科学研究科紀要、No.3(1)、pp.35-46、1980.
- 26) 大高明史、神山智行、長尾文孝、工藤貴史、小笠原嵩輝、井上栄壮：津軽十二湖湖沼群・越口の池湖群における湖水循環と底生動物の深度分布、陸水学会誌、No.71、pp.113-128、2010.
- 27) G.Dennis Cooke, Robert L.Kennedy: Eutrophication of notheastern Ohio lakes, The Ohio Journal of Science, Vol.150, No.70(3), 1970.
- 28) John C.Priscu, Malcolm T.Downes, Christopher P.McKay: Extreme supersaturation of nitrous oxide in a poorly ventilated Antarctic lake, Limnol.Oceanogr., No.41(7), pp.1544-1551, 1996.
- 29) Julie Veillette, Maria-Josée Martineau, Dermot Antoniades, Denis Sarrazin, Warwick F.Vincent: Effects of loss of perennial lake ice on mixing and phytoplankton dynamics: insights from High Arctic Canada, Annals of Glaciology, No.51(56), pp.56-70, 2010.
- 30) Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller : Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.
- 31) 福島武彦、上西弘晃、松重一夫、原沢英夫：浅い富栄養湖の水質に及ぼす気象の影響、水環境学会誌、第 21 巻 第 3 号、pp.180-187、1998.
- 32) 福島武彦、尾崎則篤、河嶋克典、原沢英夫、小尻利治：地球温暖化等の気象変動が河川・湖沼水質に及ぼす影響の統計的解析、京都大学防災研究所年報.B、第 43 号 B-2、pp.97-107、2000.
- 33) 森和紀：地球温暖化からみた水文環境の変化、地学雑誌、Vol.11、pp.52-61、2007.
- 34) 国立環境研究所：環境数値データベース；<http://www.nies.go.jp/igreen/index>
- 35) 札幌市：札幌統計書、昭和 30 年～平成 20 年

第 2 章 水域特性の把握

水域特性を把握するために、茨戸川の形成履歴や水理的な特徴をまとめた。次に、茨戸川への流入負荷動態を明らかにするため、流域圏である札幌市の水循環構造及び負荷動態について解析を行った。さらに、茨戸川水質の特徴を明らかにするため、水質の変遷、年間の変動、結氷下の水質調査結果について整理した。また、茨戸川の水収支、負荷動態の解析を行い、茨戸川水質の決定要因を考察した。

2-1. 茨戸川の形成

2-1-1. 茨戸川の成り立ち

図 2-1-1 に札幌市を中心とした河道網と茨戸川的位置図を示す。札幌の河道網は 1866 年(慶応 2 年)に創成川が農業用取水や運河として開削され、1887 年(明治 20 年)に排水水路、運河として新川が開削された。また、1931 年(昭和 6 年)に石狩川の治水対策を目的とした生振捷水路の開削にともない形成された石狩川の旧川が茨戸川となった(図 2-1-2 比較参照)。1934 年(昭和 9 年)には茨戸川の内水排除のため志美運河が掘削された。1941 年(昭和 16 年)には豊平川の治水のため、新水路が掘削され、石狩川との合流点を下流へと切り替えられた。1982 年(昭和 57 年)には茨戸川周辺の宅地化が進み、さらなる内水排除が必要となり、石狩放水路が開削され、現在の水系が形成された。

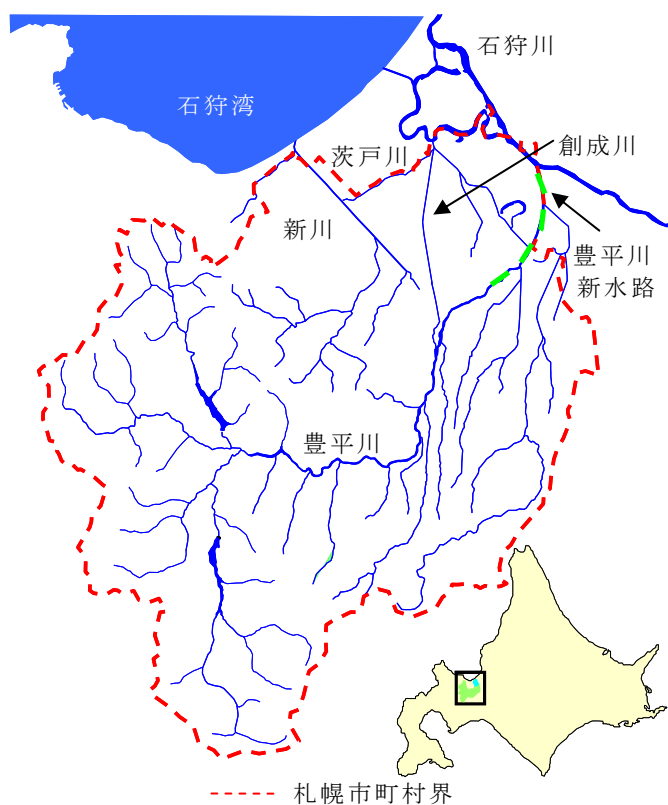


図 2-1-2 大正時代の河道網
(石狩川流域誌¹⁾より引用)

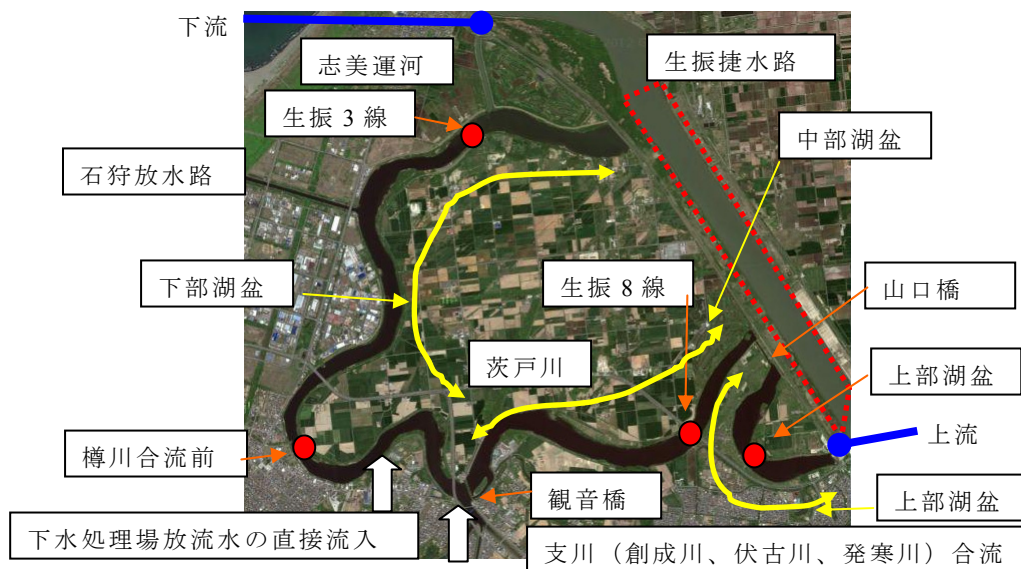


図 2-1-3 茨戸川拡大

2-1-2. 茨戸川の水利的特徴

石狩川のショートカットによって形成された茨戸川は札幌市北部（下流側）に位置し、延長約 20km、平均幅 200m、平均水深 2.7m の水域である。図 2-1-3 に示すように茨戸川の構造的特性として 2 箇所の狭窄部（山口橋（KP17.2）、観音橋（KP11.2））を有し、川幅が 200m から 10m 前後に急縮されている。このため、水域の特徴が下部湖盆（KP0.4～KP11.2）、中部湖盆（KP11.2～KP17.2）、上部湖盆（KP17.2～KP20.0）に 3 分されている。さらに、中流部の KP10.8 に札幌市内を流れる創成川、伏古川、発寒川が流入している。これら支川は全て下水処理排水の放流河川となっている。加えて茨戸処理場の処理排水は直接茨戸川に流入している。

最下流部では志美運河を通じて石狩川に接続されている。しかし、石狩川の背水影響と石狩湾の潮位影響を受け、石狩川から茨戸川に石狩川河川水が流入（逆流）する。そのため、茨戸川全川において順流（上流から下流への水の流れ）と逆流（下流から上流への水の流れ）を繰り返す水利構造を有している。図 2-1-4 に志美運河、観音橋、山口橋で 2002 年に行われた自記式流速計での観測流速²⁾を流量に換算した値を示す。正值は順流量、負値は逆流量を表し、上流ほど流量は減少するが、全地点で順流と逆流を繰り返している。このため、河道内の水が滞留し、湖沼に近い特徴がある。

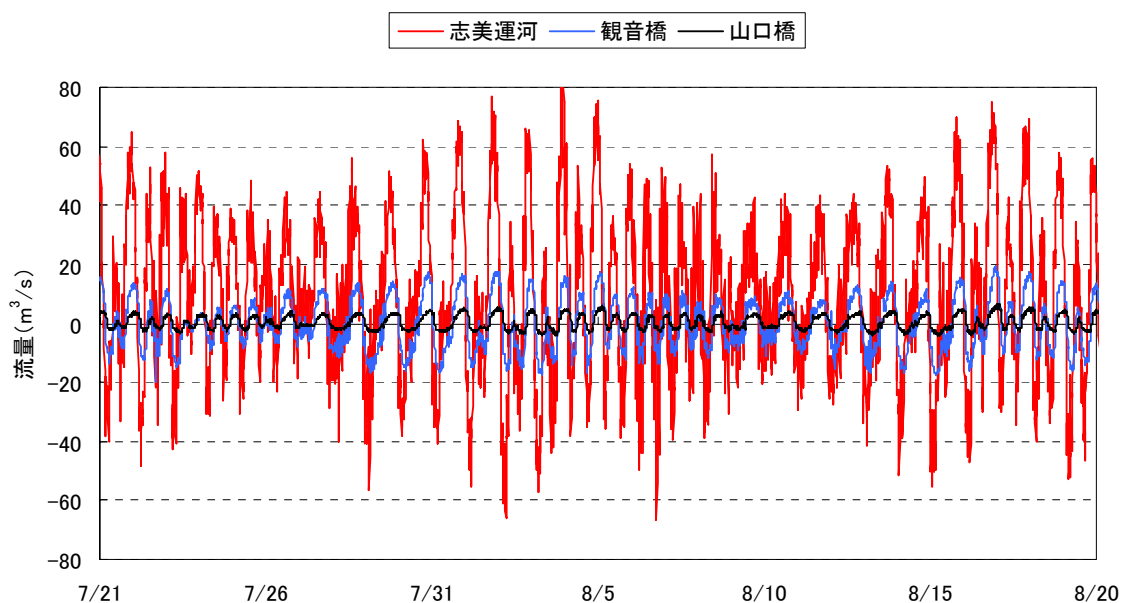


図 2-1-4 茨戸川における流量変化（2002 年観測値）

2-2. 流域の水循環構造の実態解析

2-2-1. 札幌周辺の土地利用の変遷

茨戸川の立地から札幌市の流末水域に該当する。そこで、水質汚濁の要因を明らかにするため、経年的な周辺環境の整理を行った。

まず、札幌市周辺の土地利用の変遷を国土数値情報データ³⁾から1976年（昭和51年）、1991年（平成3年）、2006年（平成18年）について利用形態をまとめた。

図2-2-1に豊平川扇状地の分布比較図を示す。各図の中心部は現在の大通り公園付近であり、1976年から大通りを中心に住宅地が年々拡大している様子がみてとれる。このとき茨戸川周辺は田畑や荒地だったものが、徐々に宅地化していることがわかる。

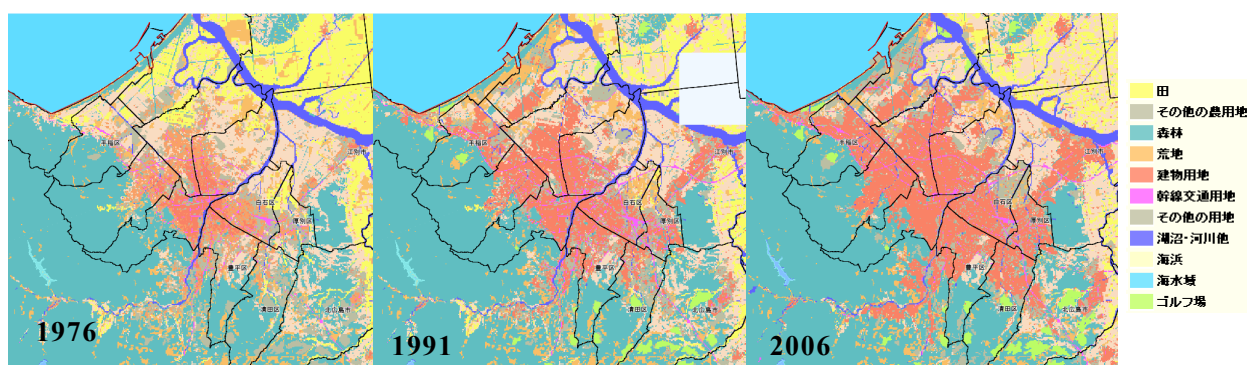


図 2-2-1 豊平川扇状地の土地利用変遷

表2-2-1に札幌市の土地利用区分の各面積、図2-2-2に札幌市の土地利用区分の百分率を示す。

この結果からも田や農用地、森林が年々減少し、宅地に転用されていることがわかる。2006年での札幌市の土地利用は森林や荒地で68%、建物用地や幹線交通で17%、田や農用地が4%、その他が10%となる。その他用地は港湾や庁舎など国有地で構成されている。このことから茨戸川の流域土地利用は工業用地や農地が少なく、ほぼ森林と宅地で構成されている特徴がみられる。

表 2-2-1 札幌市の土地利用区分

	面積 (km ²)		
	1976年	1991年	2006年
田	34.74	7.38	1.67
他農用地	106.10	78.48	47.22
森林	774.58	767.05	752.00
荒地	82.36	91.97	75.09
建物用地	101.09	136.10	201.83
幹線交通	12.78	15.91	17.62
他用地	82.12	84.32	84.73
河川湖沼	22.37	24.89	24.78
海浜	0.32	0.31	0.29
ゴルフ場	0.00	10.06	11.23
合計	1216.46	1216.46	1216.46

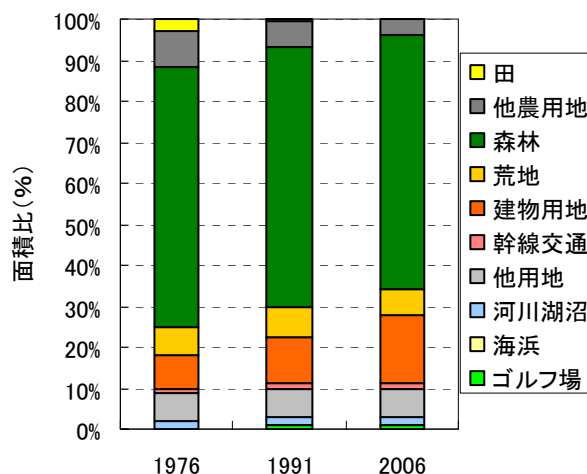


図 2-2-2 札幌市の利用区分百分率

2-2-2. 上水道の変遷

札幌市の水道事業年報⁴⁾より、図 2-2-3 に 2010 年での上水浄水場の位置とその受持ち地区概略、表 2-2-2 に各浄水場の取水先と水利権量をまとめる。

札幌市の上水はほぼ白川浄水場と藻岩浄水場によって市内全域に供給されている。水利権量の比較から豊平川（ダム含む）によって 97% の上水が賄われている。市内全浄水場の取水量と人口を図 2-2-4 にまとめると、1997 年頃までは人口とともに取水量も増加していたが、1997 年以降では人口は増加するものの取水量は減少傾向を示している。このときの取水量はいずれの年も白川と藻岩で 97% を占めており、ダムを含めた豊平川によって札幌市の上水が維持されていることがわかる。

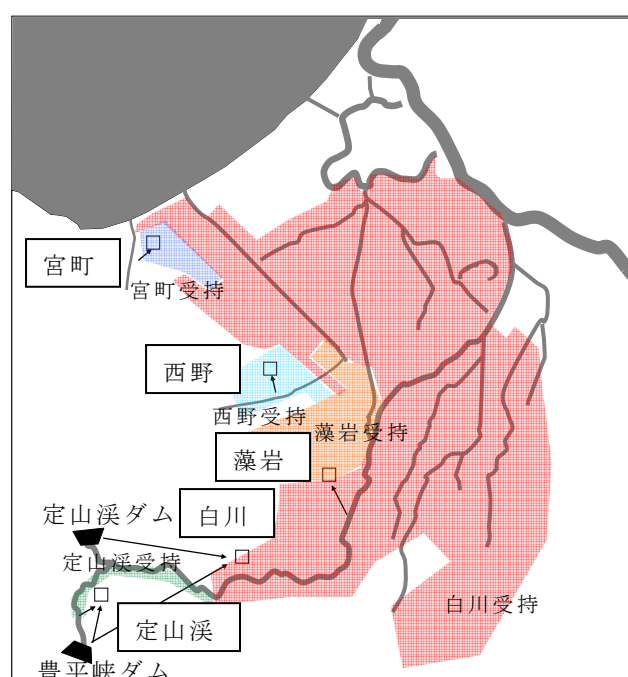


図 2-2-3 札幌市の上水

表 2-2-2 浄水場の水源

浄水場	取水先	水利権(m ³ /日)
定山溪浄水場	豊平川、 豊平峡ダム	10000
白川浄水場	定山溪ダム、 豊平峡ダム	840000
藻岩浄水場	豊平川	163000
西野浄水場	琴似発寒川	16200
宮町浄水場	星置川	6000

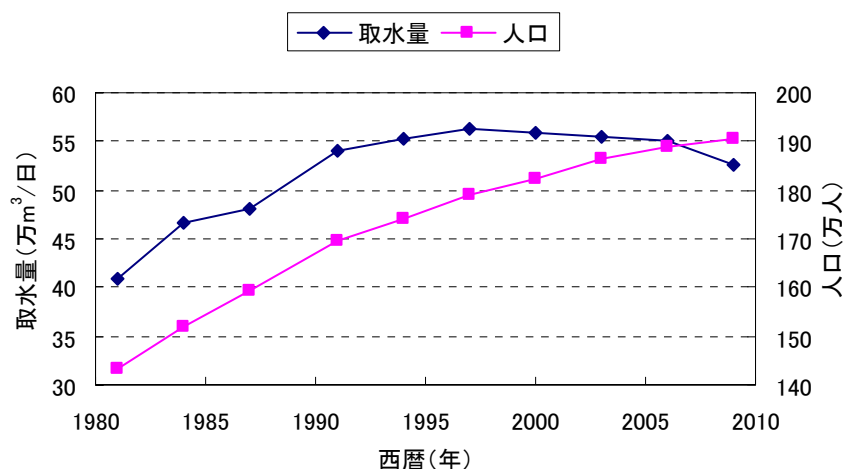


図 2-2-4 札幌市の上水取水量と人口の推移

2-2-3. 下水道の変遷

札幌市の下水維持管理年報⁵⁾より、図 2-2-5 に 2009 年時の下水処理場（2007 年に名称が変更され水再生プラザとなっているが、本論文では下水処理場と表記する）の位置と処理区域概略、表 2-2-3 に各処理場の放流先河川とその流末水域をまとめる。

市内の 10 処理場によってほぼ 100%の普及率となっている。この中で完全分流方式は 4 処理場（拓北、厚別、東部、定山溪）であり、他の処理場は一部分流方式である。2009 年には札幌市全体として下水放流量比率から、合流式 71%、分流式 29%（処理面積比では合流：分流＝65%：35%）となっていた。

表 2-2-3 から下水放流水は新川、茨戸川、豊平川に集約される循環構造を有している。これより処理放流量と合流式処理場における未処理雨水放流量を放流先毎に新川、茨戸川、豊平川に分割整理し、年降水量とともに図 2-2-6 に示す。

図 2-2-6 より総放流量は降水量に影響を受けながらも、年々増加する傾向がみられる。このとき札幌市の地下水揚水量⁶⁾は近 30 年では年々微小に減少傾向にあるが、ほぼ 10 万 m³/日程度であった。放流先毎に下水放流量をみると新川、豊平川は年々増加しているが、茨戸川は 1997 年をピークに減少傾向に転じていた。図 2-2-1 から西区や手稲区など新川周辺、豊平区や白石区など豊平川右岸地区の宅地化が進行しており、人口の移動による影響が推察される。

また、中川ら⁷⁾は東京における水利用調査結果から 1997 年に節水便器が普及し始めたことやボトルウォーターの利用が進み、1997 年から上水使用量が減少傾向にあることを報告しており、札幌市においても同様の傾向があると考えられる。それらは図 2-2-4 より上水取水量は 1997 年以降に減少傾向を示しているが、人口は増加傾向を示していること、さらに、図 2-2-6 をみると下水放流量は 1997 年以降も増加傾向を示しており、水利用形態の変化が推察される。

図 2-2-6 の結果から茨戸川への放流量を基準として放流量比を求めると、いずれの年もほぼ放流量が 3 等分されている（全期間平均で新川：茨戸川：豊平川＝1.25：1：1.04）ことが示された。このことから市内を循環する水が量的に均等に 3 分割されており、近 30 年間ではその構造が維持されていることがわかった。

また、合流式処理場における雨水放流量は全放流量に対して 5～14%となり、平常時の放流が大半を占めていることがわかった。

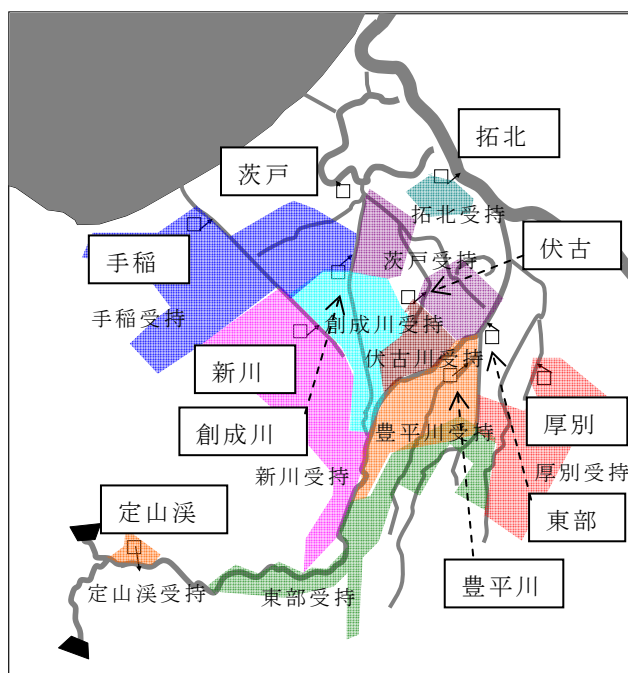


図 2-2-5 札幌市の下水

表 2-2-3 処理場の放流先

処理場	放流先	流末水域
創成川	創成川	茨戸川
伏古川	伏古川	茨戸川
茨戸	茨戸川	茨戸川
拓北	石狩川	石狩川
豊平川	望月寒川	豊平川
厚別	野幌川	豊平川
東部	豊平川	豊平川
定山溪	豊平川	豊平川
新川	琴似川	新川
手稲	新川	新川

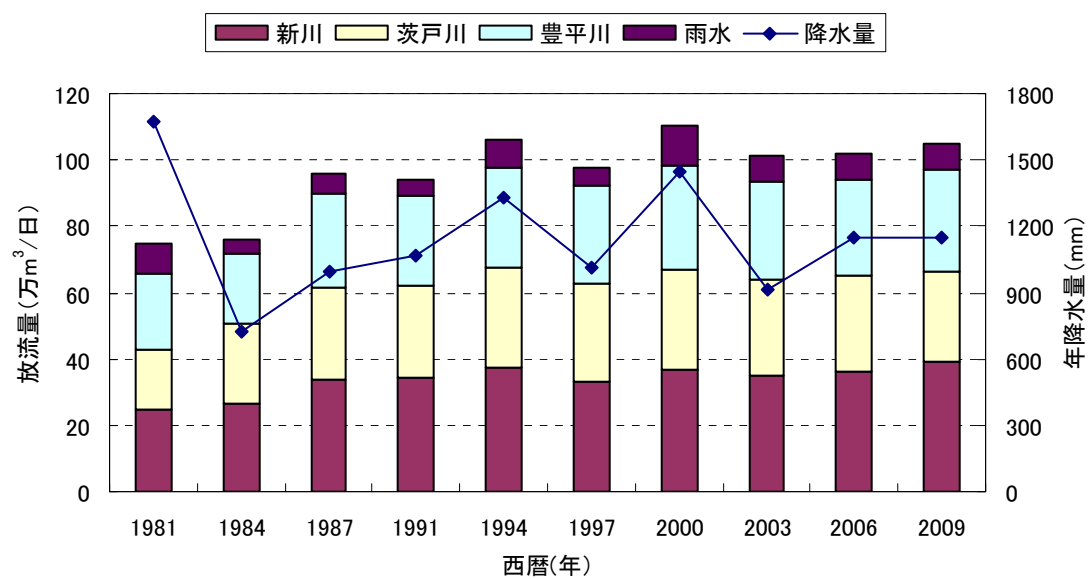


図 2-2-6 札幌市の下水放流量と降水量の推移

2-2-4. 下水放流の質的変遷

札幌は下水普及率がほぼ 100%であることから、都市域から排出される負荷はほぼ下水処理場を介して環境中へ放出される。そのため、下水放流の負荷量についてデータを整理した。

合流式処理水について、雨天時には簡易放流（処理槽に余裕がなく、流入下水が初期沈殿池のみを通過して放流される）と晴天時には高級処理放流の 2 種の放流形態がある。負荷量の算出にあたり、高級処理の水質濃度は維持管理年報⁵⁾より各年の年平均値、簡易放流の水質濃度は排水ポンプ場出口での調査結果⁸⁾の値を用いた。BOD、全窒素（T-N）、浮遊物質（SS）、全リン（T-P）について各種放流量と各項目濃度を乗じて負荷量の算出を行い、放流先河川毎に結果をまとめ、図 2-2-7 に示す。

a) BOD 負荷量

BOD 負荷量は 1981 年～1994 年は増加傾向を示し、1994 年をピークに減少に転じている。1994 年以降は放流先の 3 河川ともに減少傾向を示すが、茨戸川への放流負荷の減少が顕著であった。また、雨天時の放流負荷量は総負荷量に対しては各年 15%前後で推移していた。

b) T-N 負荷量

T-N 負荷量は BOD と同様に 1994 年までは増加、以降は減少する傾向となった。

c) SS 負荷量

SS 負荷量は 1997 年を境に減少していた。SS は雨天時の負荷量が非常に大きくなっている特徴が見られる。特に 1981 年（昭和 56 年）に高い値を示し、降水量の観測史上の最大年であることから、出水の影響が強く反映される項目と考えられる。

d) T-P 負荷量

T-P 負荷量は 1981 年に突出するが、以降はほぼ同程度で推移していた。

1997 年には河川法が改正され、下水道施設は順次、高度処理施設が導入されていった経緯から、放流負荷量も 1997 年を境に改善されていることがわかる。札幌市全体での処理場による各成分の除去率（処理場への流入下水濃度と処理放流水濃度の差を流入下水濃度で除した割合）を 1981 年と 2009 年で比較すると、BOD は 94%→97%、T-N は 51%→65%、SS は 87%→94%、T-P は 74%→79%となる。いずれの項目も近 30 年で処理能力が改善されており、BOD や SS は処理場によってほぼ除去されることがわかる。一方で、T-N、T-P は 2009 年段階でも除去しきれない項目であることが示された。

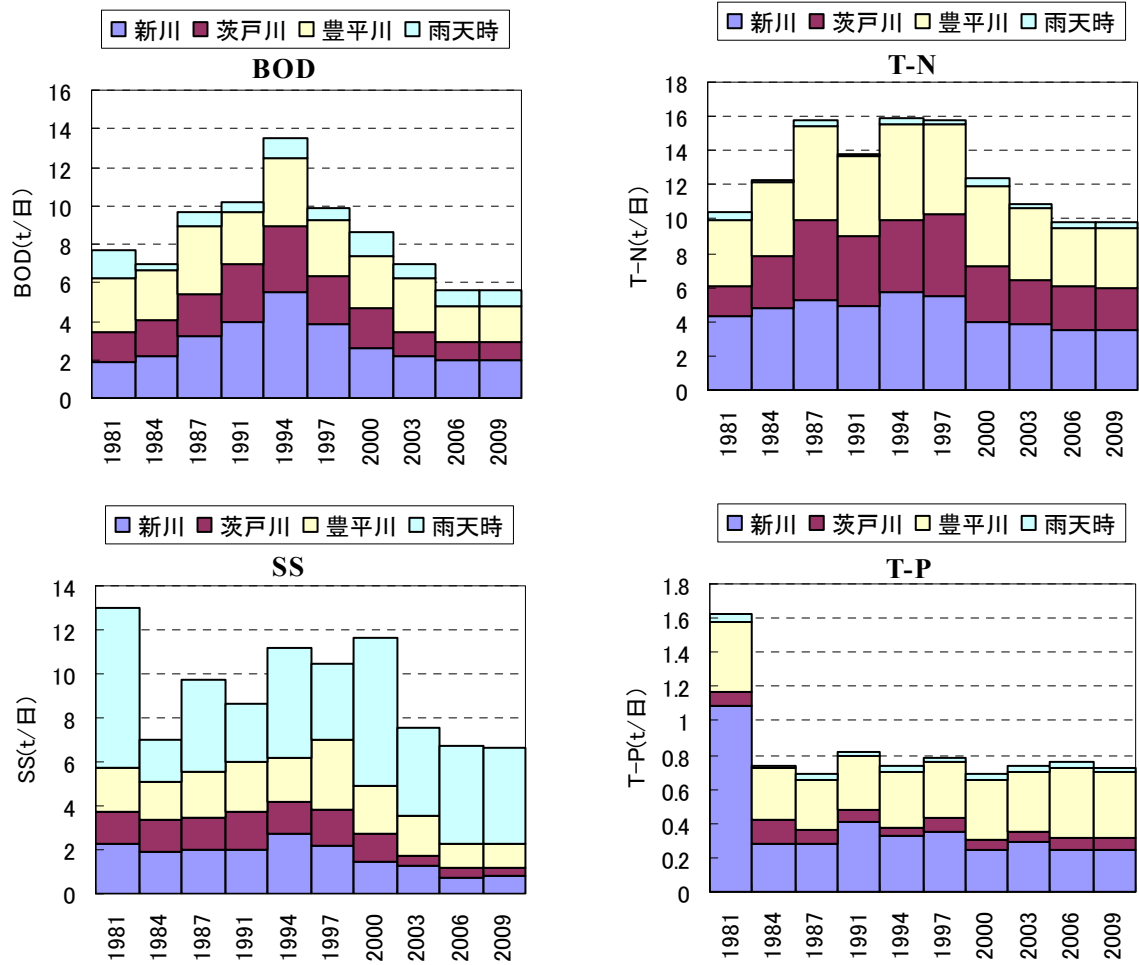


図 2-2-7 札幌市の下水放流負荷量の推移

2-2-5. 札幌市の水循環のまとめ

a) 札幌市の水循環経路

札幌市の土地利用形態から豊平川の扇状地上で高度に都市化が進行し、豊平川上流域の森林と下流域の都市に2分される。水利用は豊平川への依存割合が高く、豊平川河川水が市内全体を循環している。下水普及率はほぼ100%であることから、利用された水は処理場を介して流末水域へと循環される。また、放流先は新川、茨戸川、豊平川に3分割されている。札幌における水循環を模式的に図2-2-8に示す。なお、図中のその他には雨水の一部やボトルウォーターなどが含まれている。札幌市の水循環を概略すると、取水は豊平川、排水は3分割（新川、茨戸川、豊平川）という特徴が明確となった。

b) 水循環の水量収支

1981年と1994年、2009年に注目して上下水道を介した人工系の水収支を算出した。ここで、市内放流総量から上水取水量と地下水揚水量を減じた値をその他としてまとめた。その他には雨水の一部やボトルウォーターなどが含まれている。

図2-2-9に取水と放流の比較図を示す。なお、参考として降水量、人口を加えている。

取水量をみると上水取水量は1994年以降減少し、地下水揚水量は年々減少していた。その他は年々増加する結果となり、降水量と逆の挙動を示し、人口と同様の挙動を示すことからボトルウォーターなどの影響と考えられる。

放流量は人口と共に増加しているが、茨戸川への放流量のみは1994年以降にはやや減少傾向にあった。

c) 水循環の負荷量移動

各流末への放流負荷量を表2-2-4にまとめる。この結果から茨戸川への放流負荷量がいずれの年も新川や豊平川への放流負荷量よりも小さいことがわかった。1981年から1994年にかけてはいずれの地点も放流量、負荷量共に増加していた。1994年以降には放流量は横ばいであるが、負荷量が減少しており、処理場排水の放流濃度が低下していることがわかる。

d) 茨戸川への影響

これらの結果から、経年的に茨戸川への環境負荷が少ない循環構造となっていることが明らかとなった。

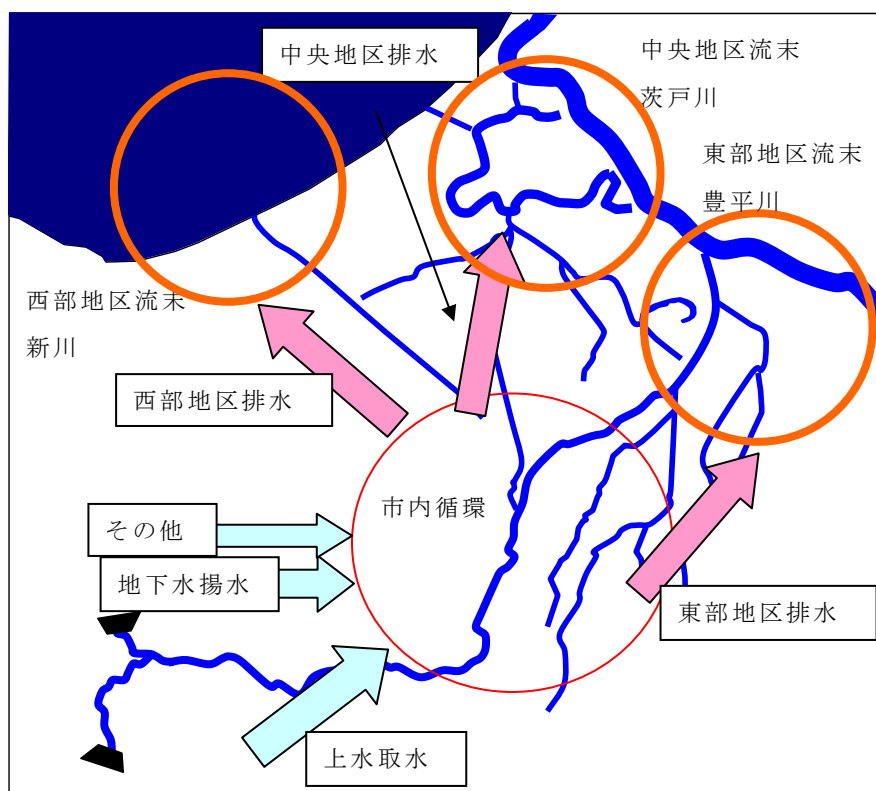


図 2-2-8 札幌市の水循環模式図

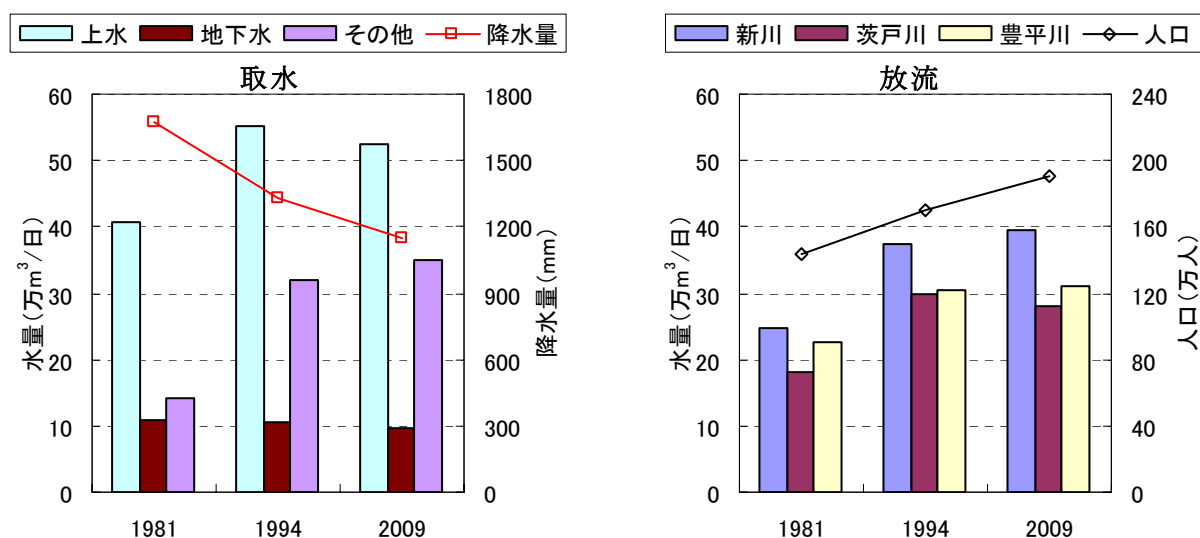


図 2-2-9 札幌市の人工系水収支の変遷

表 2-2-4 流末水域毎の放流負荷量の変遷

	BOD負荷(t/日)		
	新川	茨戸川	豊平川
1981	1.9	1.6	2.8
1994	5.5	3.4	3.6
2009	2.0	0.9	1.8

	T-N負荷(t/日)		
	新川	茨戸川	豊平川
1981	4.30	1.82	3.79
1994	5.73	4.24	5.59
2009	3.53	2.48	3.43

	SS負荷(t/日)		
	新川	茨戸川	豊平川
1981	2.2	1.5	2.0
1994	2.7	1.5	1.9
2009	0.8	0.4	1.1

	T-P負荷(t/日)		
	新川	茨戸川	豊平川
1981	1.09	0.08	0.41
1994	0.33	0.05	0.32
2009	0.25	0.06	0.39

2-3. 茨戸川水質の特徴

2-3-1. 茨戸川水質の変遷

1980 年～2011 年の茨戸川における環境基準点（上部湖盆、生振 8 線、樽川合流前、生振 3 線）の水質データを水文水質データベース⁹⁾より取得し、BOD75%値、T-N、T-P、クロロフィル a（Chl-a）の年間平均値についてデータを整理した。図 2-3-1 に基準点位置図を示す。

a) BOD の変遷

図 2-3-2 に BOD75%値の経年的変化を示す。なお、上部湖盆においては 1997 年から観測が実施されている。アオコなど水質障害が顕著であった 1980 年代は樽川合流前や生振 8 線において BOD75%は非常に高い水準であった。生振 3 線は石狩川の背水により 5mg/L ほどで推移していた。1978 年～1999 年にかけて水質改善のため底泥の浚渫が行われており、BOD75%値は緩やかに低下している。1997 年には下水処理場が高度処理を始め、全地点で濃度の低下が見られる。2000 年以降は生振 3 線で 3mg/L 前後、他地点は 4mg/L 前後で安

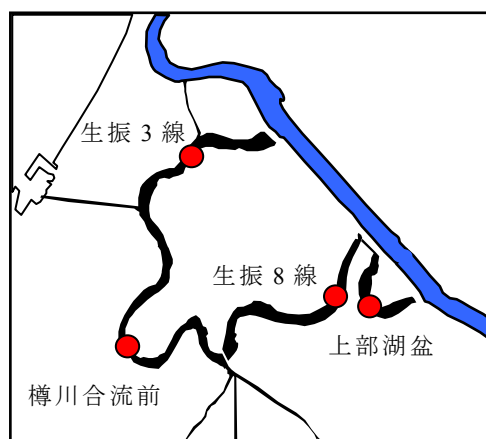


図 2-3-1 基準点位置図

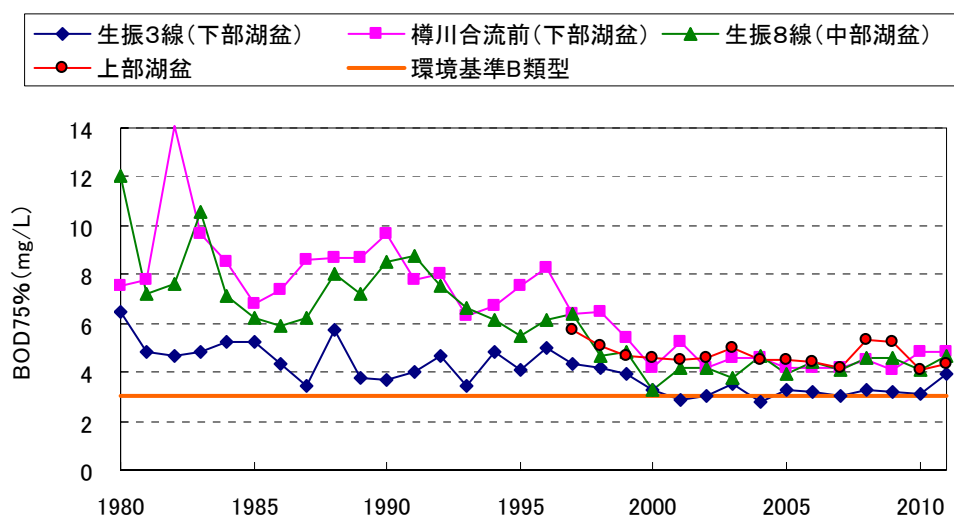


図 2-3-2 BOD75%値の推移

定し、環境基準 B 類型の 3mg/L を達成するには至っていない。前節の結果からも茨戸川に流入する BOD 負荷は新川や豊平川に放流される負荷よりも低いにもかかわらず、水質障害が発現するのは茨戸川のみである。図 2-2-7 をみると 1994 年から 2006 年まではいずれの放流負荷も段階的に減少しているが、茨戸川の水質には反映されていない。このことから流域の負荷対策はほぼ限界に達していることが推察される。小倉ら¹⁰⁾は、BOD は下水流入量の増加とともに比例的に増加し、下水普及が完備された都市域においては一定以上の改善は困難であると述べており、茨戸川はまさに札幌市の下水流入を受け入れ、負荷削減により改善しつつあるも、これ以上の改善が困難な状況と考えられる。

b) T-N の変遷

図 2-3-3 に T-N の年平均の推移を示す。生振 3 線、樽川合流前の下部湖盆において、生振 8 線や上部湖盆の上流域より高い傾向がみられる。経年的には 1990 年から 2000 年にかけて全地点で年々低下傾向を示し、2000 年以降は上流域で横ばい、下部湖盆で減少傾向を示している。図 2-11 から T-N 負荷量と同様の変動を示している。茨戸川への流入は樽川合流前の上流に支川の合流点や茨戸処理場の流入点があり（図 2-1-3 参照）、樽川合流前地点は最も下水排水の影響を受ける地点である。

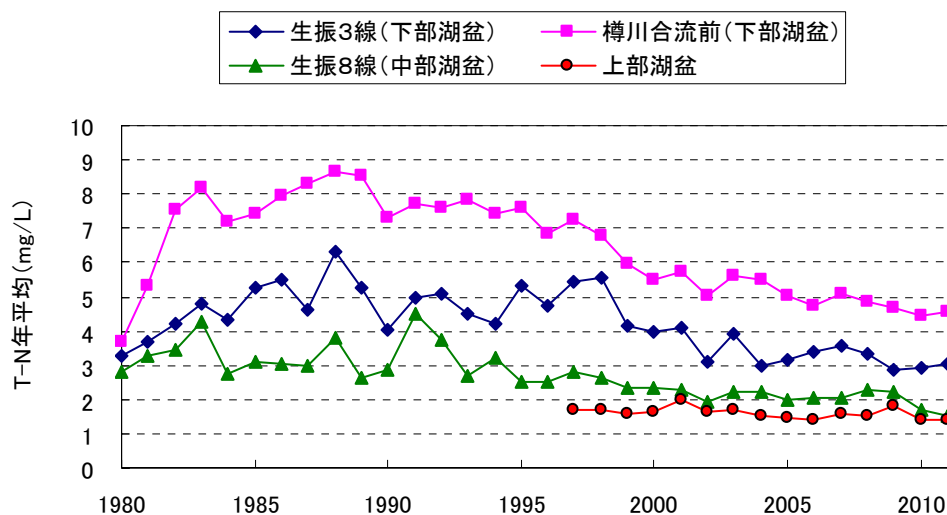


図 2-3-3 T-N 年平均の推移

c) T-P の変遷

図 2-3-4 に示す T-P は全地点で経年的な減少傾向を示している。特に生振 8 線において 1997 年を境に急激に減少するが、2000 年以降は微小な低下傾向となっている。また、上部湖盆では 1997 年以前のデータが取得されていないが、1997 年を境に生振 8 線と同様の挙動をとるように見える。一方、樽川合流前においては 1997 年の急激な変化は見られず、1980 年から継続して緩やかに減少傾向を示していた。生振 3 線においては観測開始以降ほぼ横ばいで推移している。

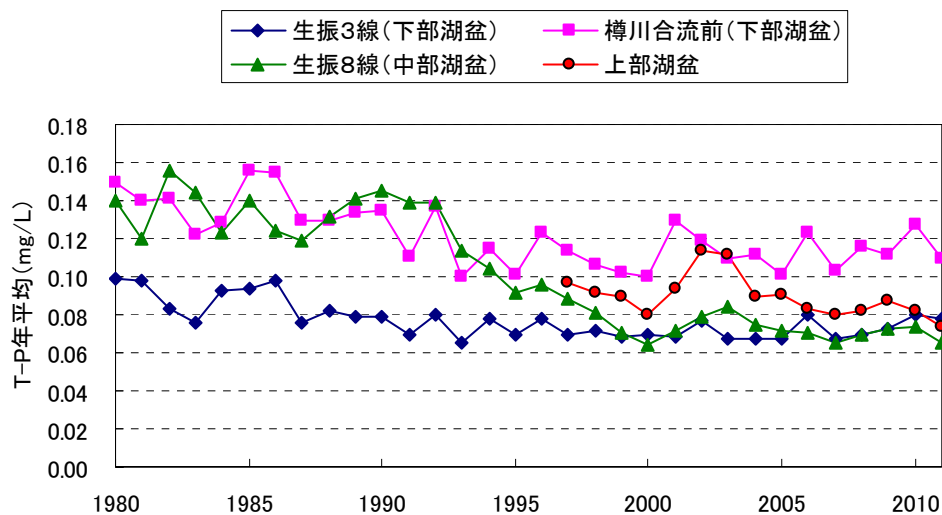


図 2-3-4 T-P 年平均の推移

d) Chl-a の変遷

図 2-3-5 に示す Chl-a は生振 3 線以外で年々低下傾向を示していた。2000 年以降では上部湖盆が最も高濃度で推移しており、上流ほど濃度が高い傾向となっていた。

茨戸川における水質障害の要因は富栄養化にともなう藻類増殖と報告¹¹⁾されており、過去の水質変遷^{12)、13)、14)、15)}や藻類増殖^{14)、16)}について報告例がある。これらの結果から茨戸川の水質は都市からの排出栄養塩が停滞性水域に蓄積することにより、植物プランクトンに利用される。そして、藻類が異常増殖し、有機物の指標である BOD が増大することが知られている。また、アオコなど視認できる水質障害は植物プランクトンの集積により起っており、茨戸川では夏期に観察されている。これら植物プランクトンは高水温帯に適した藍藻類が異常増殖するために観察され、緑色のマットが水面に浮かんでいるように見えるほど集積していた。これらの問題は見た目とともにカビ臭や生臭い匂い、さらに毒性物質の生成などがあげられる。高野ら¹⁴⁾によると茨戸川のアオコは *Microcystis aeruginosa* (ミクロキスティス属) や *Anabena flos-aquae* (アナベナ属)、*Aphanizomenon flos-aquae* (アフアニゾメノン属) などが見られ、いずれも藍藻 (シアノバクテリアの別称) に分類される。これらの種は現在でも確認されている。ミクロキスティスは肝臓毒のミクロキスチン、アナベナやアフアニゾメノンは神経毒のアファニトキシンを生成¹⁷⁾するプランクトンである。そのため、プランクトン抑制を目的に、プランクトンの増殖機構に関する研究がなされ、橘ら^{18)、19)}は底泥の巻上げによるリンの供給が重要であることを示している。

これまでの研究例は実際にどのように水質を改善するか、その方法については未だ十分な検討がなされていない。また、定量的な負荷解析なども不十分である。そのため、定性的な改善手法では事業として実施しがたく、茨戸川の改善が進行しない一因でもある。

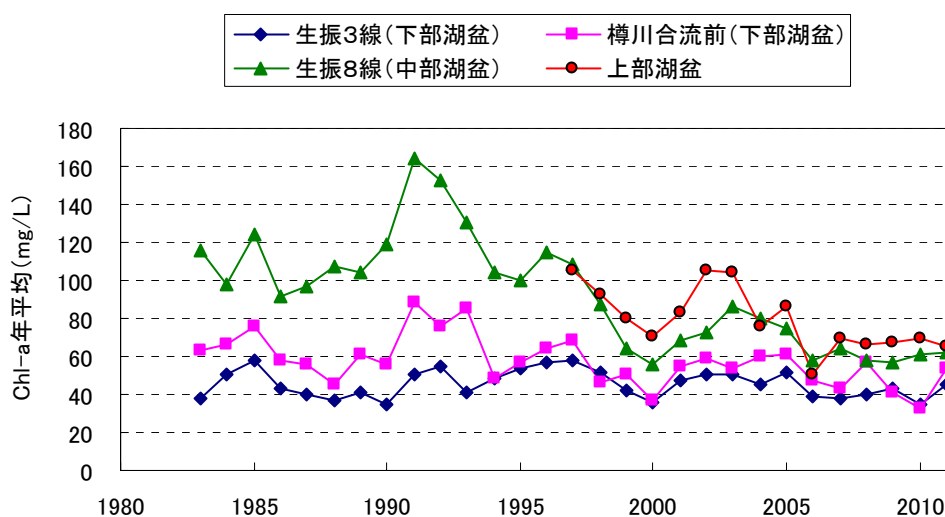


図 2-3-5 Chl-a 年平均の推移

2-3-2. 茨戸川水質の年周変動

茨戸川水質の年周変動の特徴を把握するため、水文水質データベース⁹⁾より2000年～2011年について月変動を比較した。観測地点は上部湖盆、生振8線、樽川合流前、生振3線の4地点とし、水質項目は水温、溶存酸素(DO)、BOD、SS、T-N、T-P、無機態窒素(I-N)、無機態リン(I-P)、Chl-a、植物プランクトン数の10項目についてデータをまとめた。ここで、I-Nは硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)、アンモニウム態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)の合算として算出、I-Pはオルトリン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)から算出した。なお、定期水質観測は2割水深(平均1.2m)で毎月第1週(洪水など特殊な場合を除く)に実施されている。

a) 水温の年周変動

図2-3-6に水温の変化を示す。水温は全地点で同様な年周変動を示し、樽川合流前においてやや高く推移している。12月～3月にかけて水温が 4°C 以下となり、結氷していることが推察される。4月の解氷後は8月をピークにとる変化を示し、9月から水温が低下し始める年周変動であった。各月の水温は年によりばらつきがあるが、特に4月、8月、11月の水温は分散が大きくなっている。

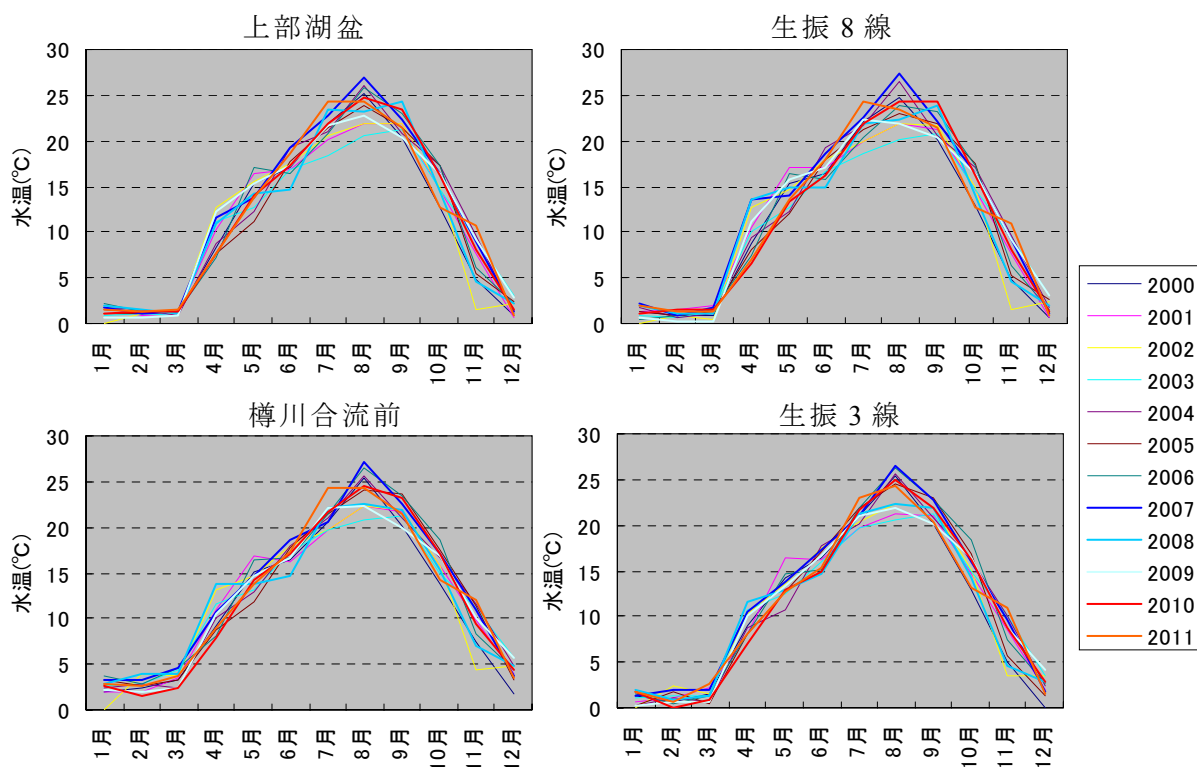


図 2-3-6 水温の年周変動

b) DO の年周変動

図 2-3-7 に DO の年周変化を示す。上部湖盆、生振 8 線においては、いずれの年も 3 月、8 月に濃度が低下し、5 月、12 月に濃度が増加する年周変動を示した。3 月の濃度低下は結氷の影響と推察され、8 月の濃度低下は温度躍層形成の影響と考えられる。5 月の濃度増加はプランクトンの増殖（春のブルーミング）にともなう光合成の増加、12 月の濃度増加は水温の低下にともなう飽和溶存酸素濃度の増加を反映していると考えられる。樽川合流前、生振 3 線においては 5 月の濃度増加は確認できるが、他の月は年によりばらつきが大きく一定した挙動はみられない。むしろ、下流の生振 3 線は 10mg/L ほどで通年一定しているように見え、下流域は河川としての性質を示し、流れが生じていることが推察される。一方で、上流域は湖沼としての性質を示し、停滞性が強いことを示唆している。

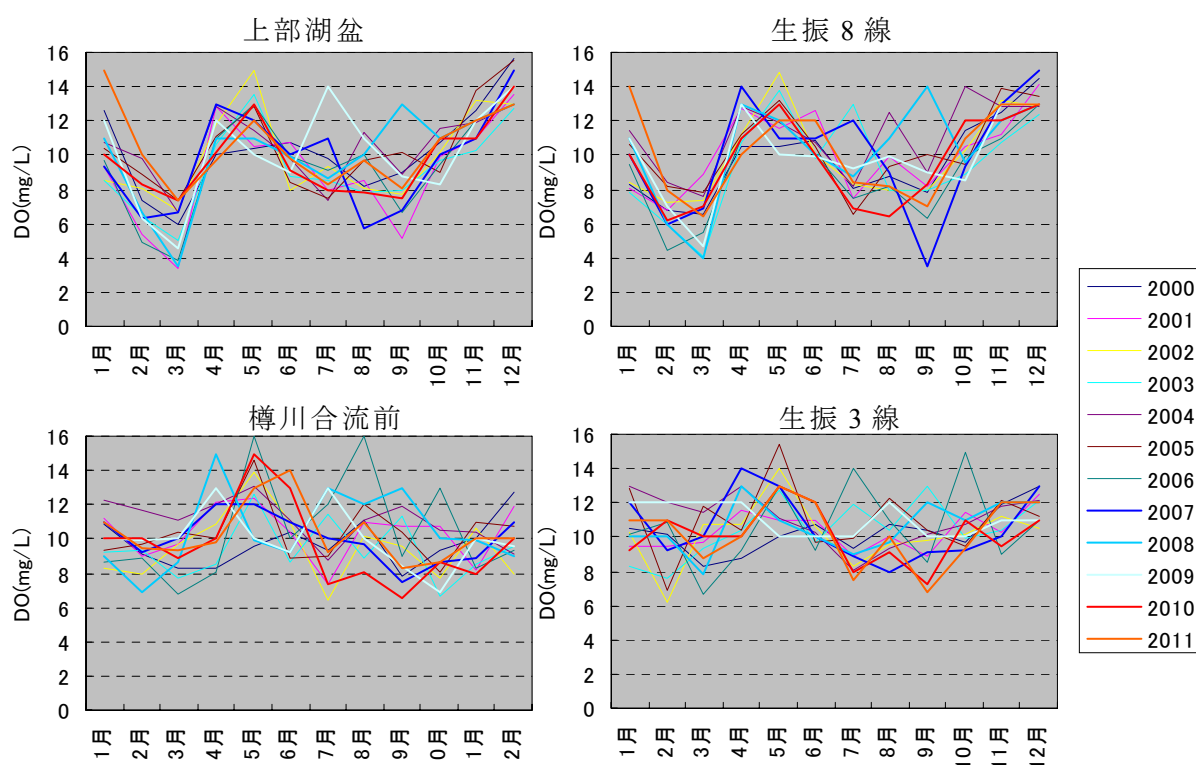


図 2-3-7 DO の年周変動

c) BOD の年周変動

図 2-3-8 に BOD の年周変動を示す。上部湖盆、生振 8 線の BOD は 1 月～3 月は低濃度で推移し、4 月、5 月で急増する。その後 7 月～8 月および 10 月前後にピークを有する年周変動であった。茨戸川 BOD は植物プランクトン増殖と相関性が高い¹⁴⁾ ことから、年周変動のピークはプランクトン増殖に由来すると考えられる。湖沼においては^{27)、28)} 冬期に栄養塩が蓄えられ、春期に鉛直循環がおりプランクトンが増殖する。その後、夏期の躍層形成にともない栄養塩が低層で増加する。秋期に水温の低下にともない鉛直循環がおりプランクトンが増殖する。そのためクロロフィルは春と秋にピークを有する 2 山の年変動となる。茨戸川の場合は下水排水など常に栄養塩が供給されることから夏期にもプランクトンの増殖が起り 3 山の年変動を示すことが推察される。樽川合流前、生振 3 線においても同様の傾向が見られるが、支川流入などの影響を受けやすい地点であるため、BOD の年変動はばらつきが非常に大きくなっている。また、生振 3 線は石狩川の背水影響により希釈され、他の地点に比べ、濃度が低い水準となっていた。

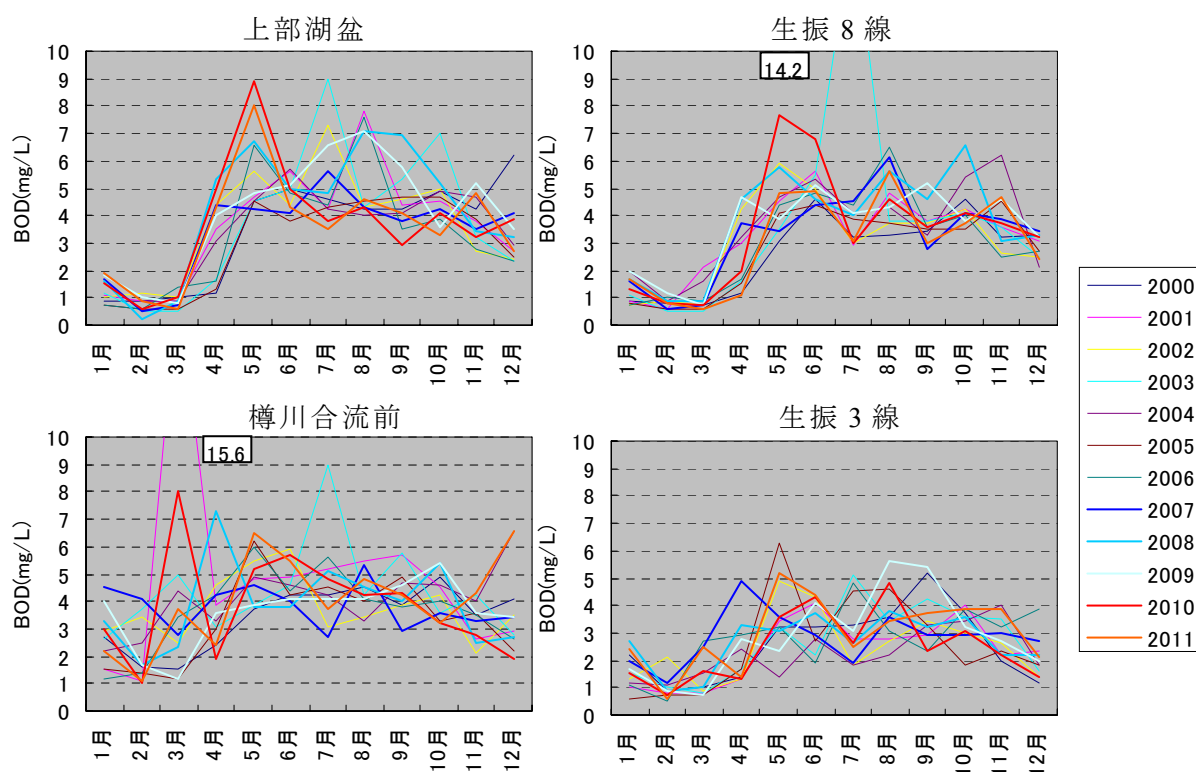


図 2-3-8 BOD の年周変動

d) SS の年周変動

図 2-3-9 に SS の年周変動を示す。上部湖盆、生振 8 線、生振 3 線では 1 月～3 月に低濃度となり、4 月以降に急増する。5 月以降は BOD と同様に夏期、秋期にピークを有する 3 山型の変動を示していた。樽川合流前においては他の地点に比べ、やや濃度が低い水準であったが、春季、夏季、秋季にピークを有する変動であった。ただし、3 月にピークを有する年があり BOD においても同様の挙動がみられ、下水等の流入影響と考えられる。

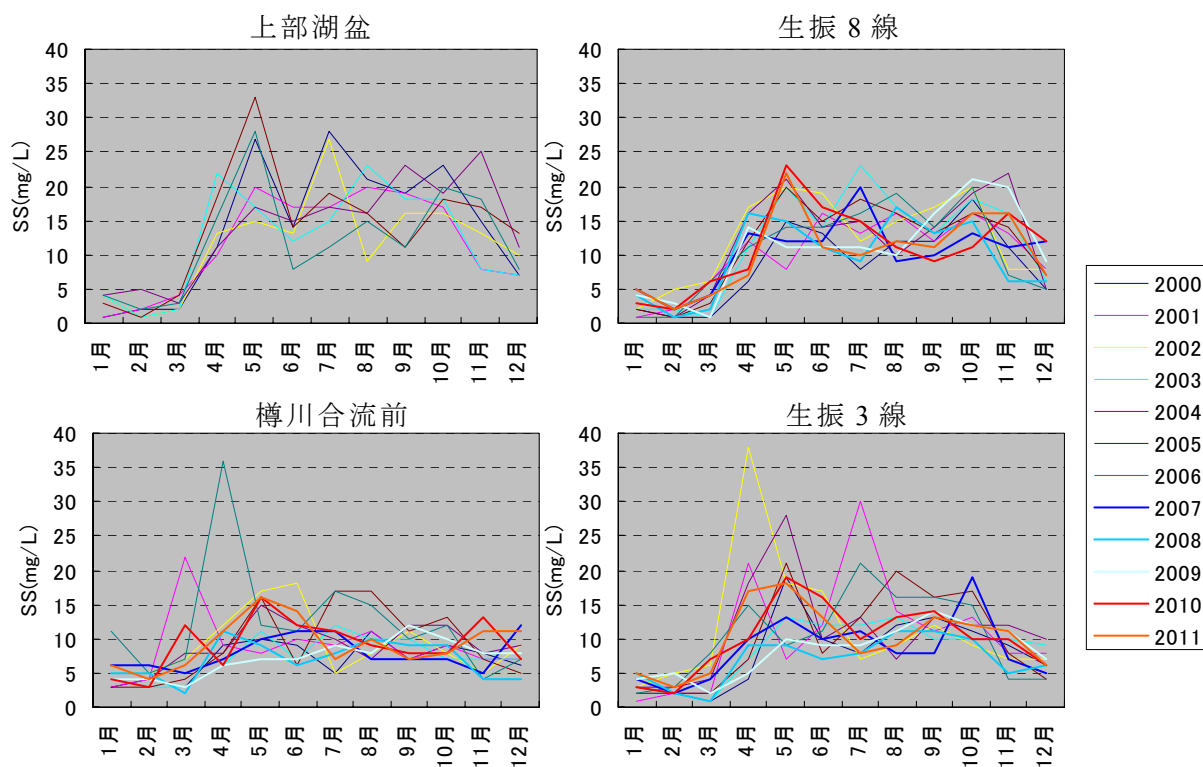


図 2-3-9 SS の年周変動

e) T-N、T-P の年周変動

図 2-3-10 に T-N の年周変動を示す。上部湖盆、生振 8 線では樽川合流前や生振 3 線よりも濃度が低く変動していた。全地点で 1 月～3 月に高濃度となる変化であった。

図 2-3-11 に T-P の年周変動を示す。上部湖盆、生振 8 線では 7 月～10 月にかけて最大値をとる変動を示した。一方、樽川合流前、生振 3 線では通年でほぼ一定で推移している。ただし、樽川合流前において 3 月に高濃度となる年があり、これらは SS や BOD にも共通していた、対応する年の下水放流量を確認するといずれも 3 月に簡易放流が実施されていた。これらの結果からも樽川合流前における 3 月の濃度のスパイクは冬期の下水放流による影響と考えられる。

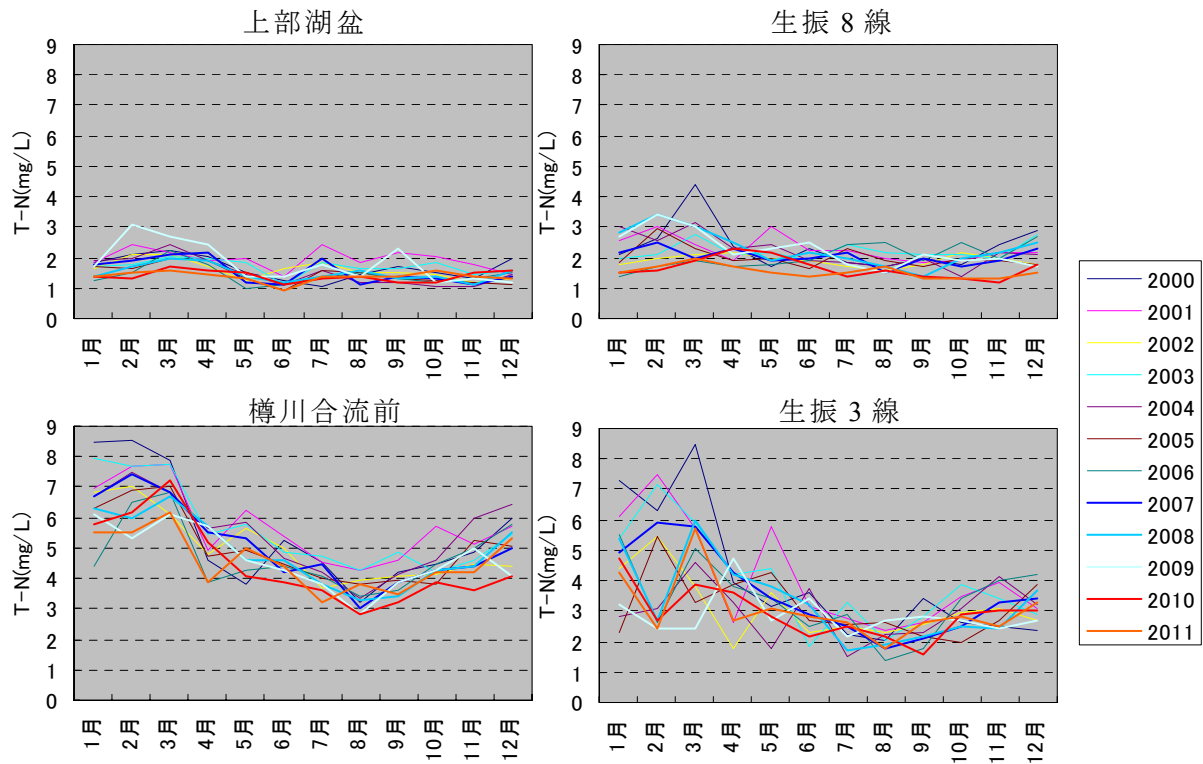


図 2-3-10 T-N の年周変動

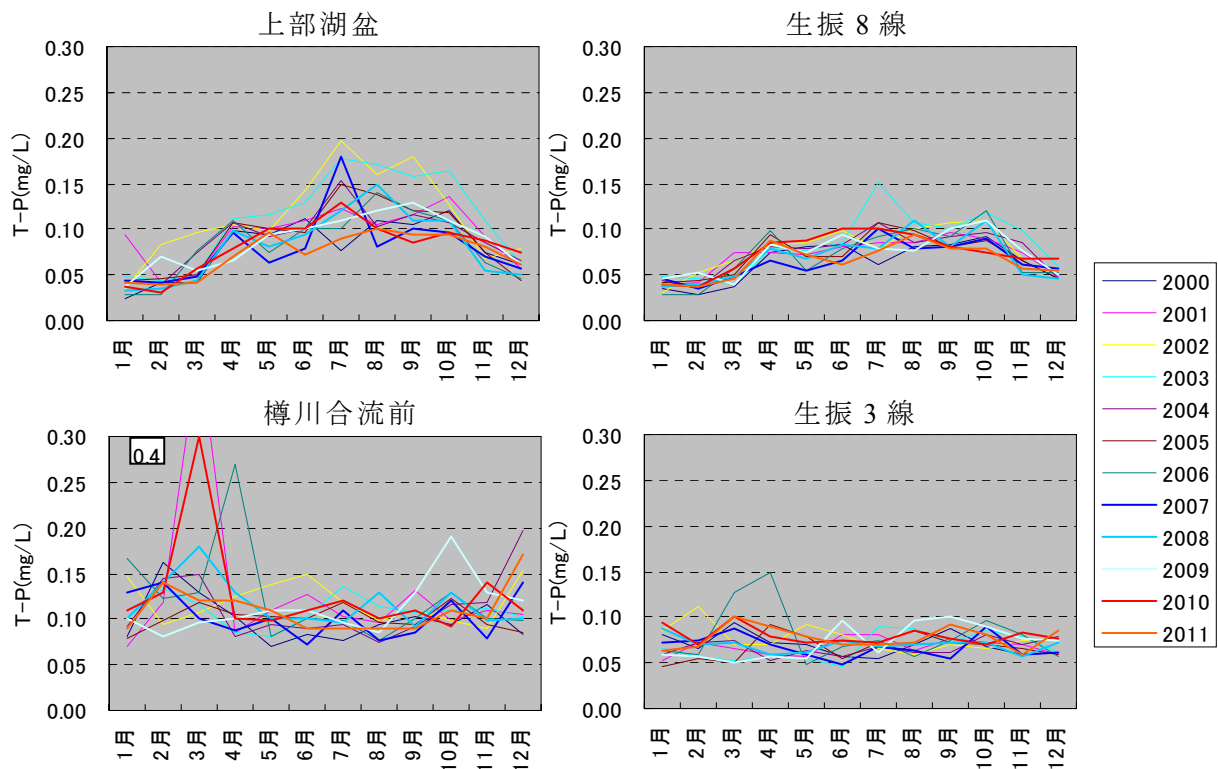


図 2-3-11 T-P の年周変動

f) I-N、I-P の年周変動

図 2-3-12 に I-N、図 2-3-13 に I-P の年周変動を示す。両項目とも全地点で 1 月～3 月に濃度が増加し、4 月以降は濃度が低下していた。樽川合流前で最も濃度が高く、樽川合流前を中心に上流向きおよび下流向きに濃度が低下していた。

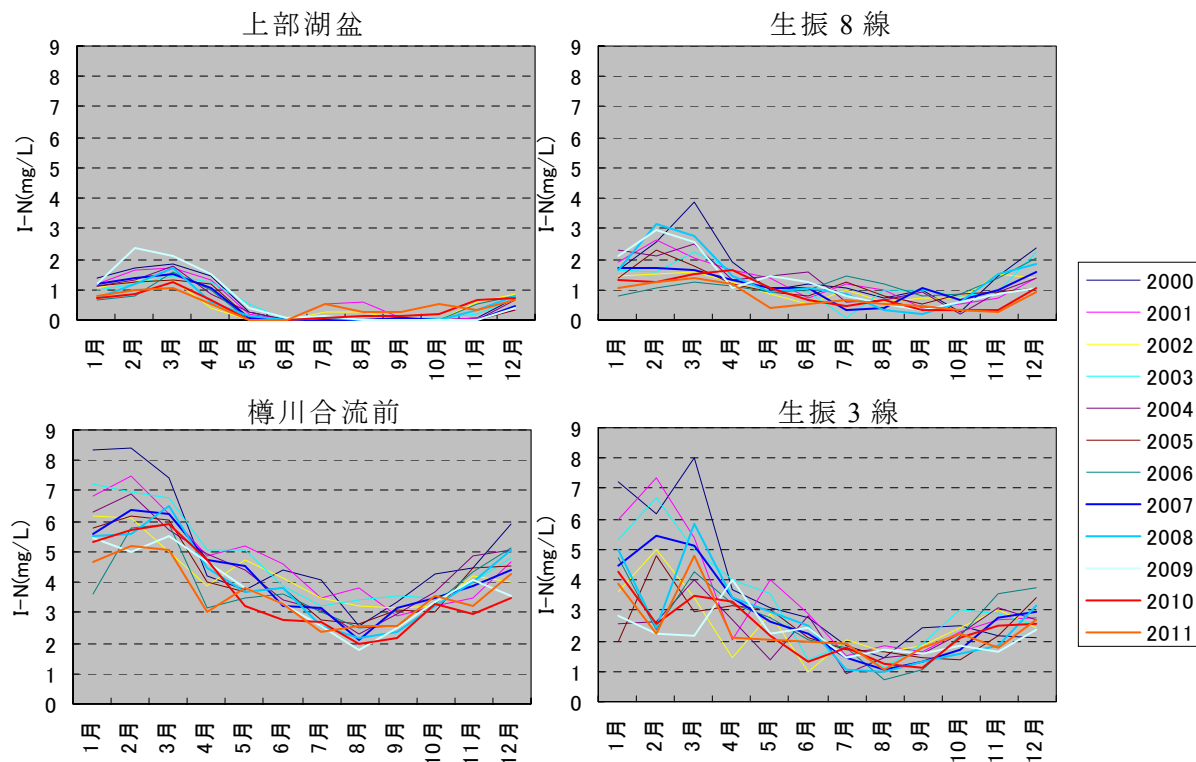


図 2-3-12 I-N の年周変動

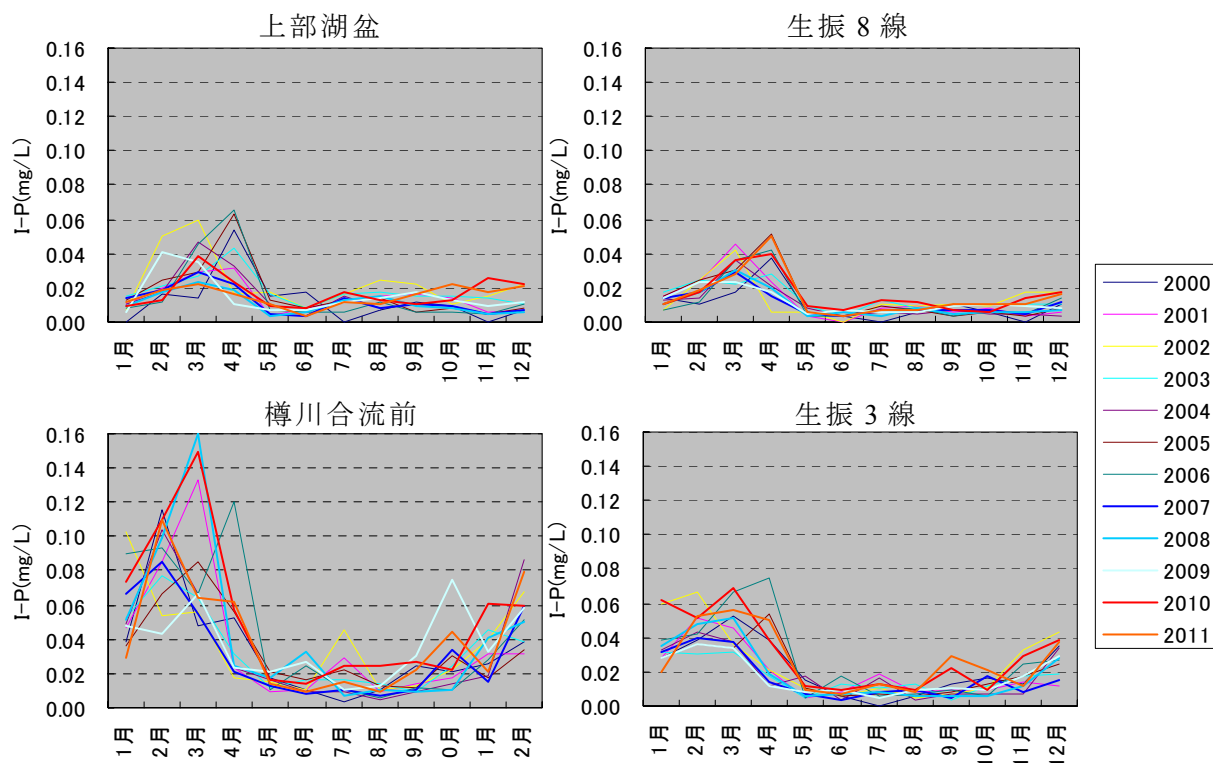


図 2-3-13 I-P の年周変動

g) Chl-a、プランクトン数の年周変動

図 2-3-14 に Chl-a、図 2-3-15 にプランクトン数の年周変動を示す。年毎に年周変動のばらつきが非常に大きかった。しかし、1 月～3 月には両項目とも低濃度で推移しており、4 月以降に急増する変動であった。その後は 7 月～8 月、9 月～11 月にピークを有する変動であった。これらの挙動は BOD、SS にも共通しており、各項目はプランクトンに依存して値が決まることが推察される。

ここで、プランクトンの増殖は水温、栄養塩濃度、日射量、競合プランクトンにより増殖形態は変化する。また、水温 15℃前後で珪藻優先、水温 20℃以上で藍藻優先となる傾向がある。しかし、栄養塩濃度や日射量などにより増殖挙動は常に変化する。また、プランクトンは同属であっても種により大きさが異なっている。(例えば珪藻属のキクロテラとヒメマルケイソウでは 10 倍ほど大きさが違う) そのため、含有するクロロフィルにも差が生じ、同じ 1 細胞 (1cell) でもクロロフィル濃度に 100 倍ほどの差が生じる²⁰⁾。さらに種によっては 1 細胞で浮遊するもの、集合体として浮遊するもの(群体)、糸のように長く連なって浮遊するもの(糸状体)など多様な形態となる。群体や糸状体を 1 細胞ずつ数えることは困難なため、通常、細胞数は 1 群体を 1 細胞数として計数している。そのためクロロフィルや出現種リストと併用するのが通常となる。これらの理由から Chl-a とプランクトン数は必ずしも同調するとは限らない。そのため、プランクトン数が少なくても Chl-a が高くなる場合も観測されている。しかし、Chl-a とプランクトン数は上流ほど高い傾向がみられ、滞留傾向を反映していると推定される。

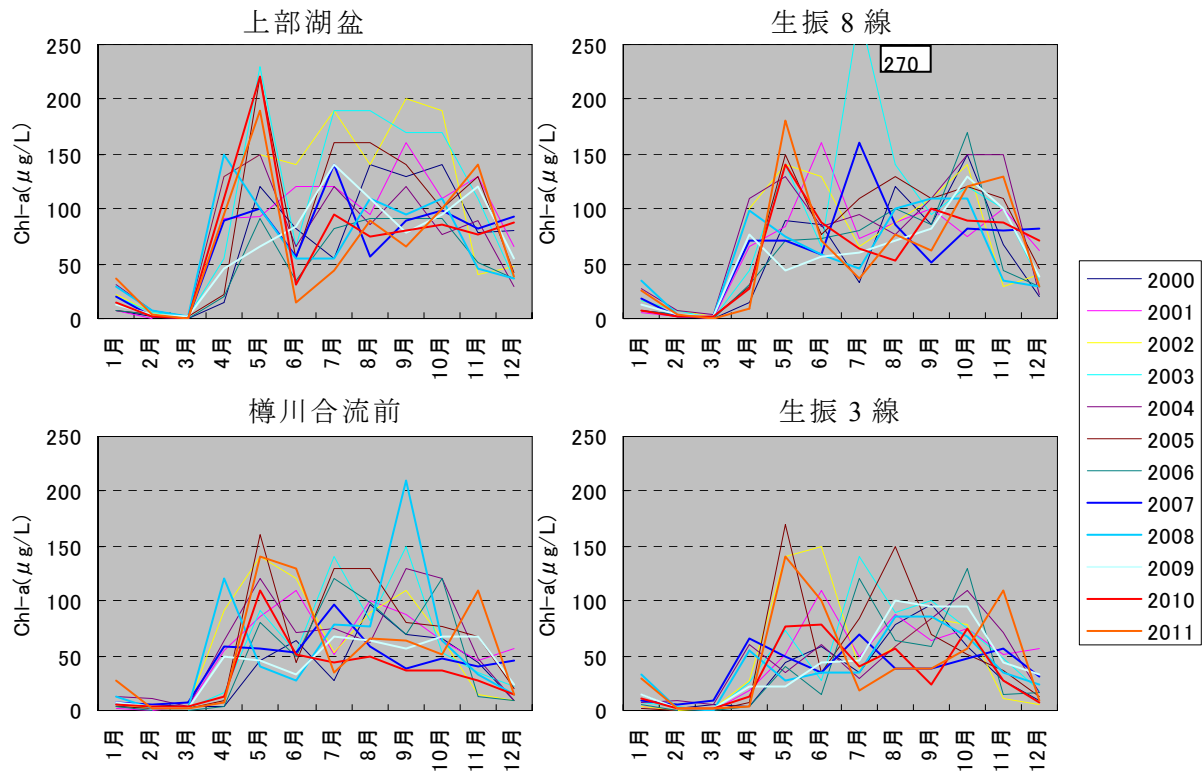


図 2-3-14 Chl-a の年周変動

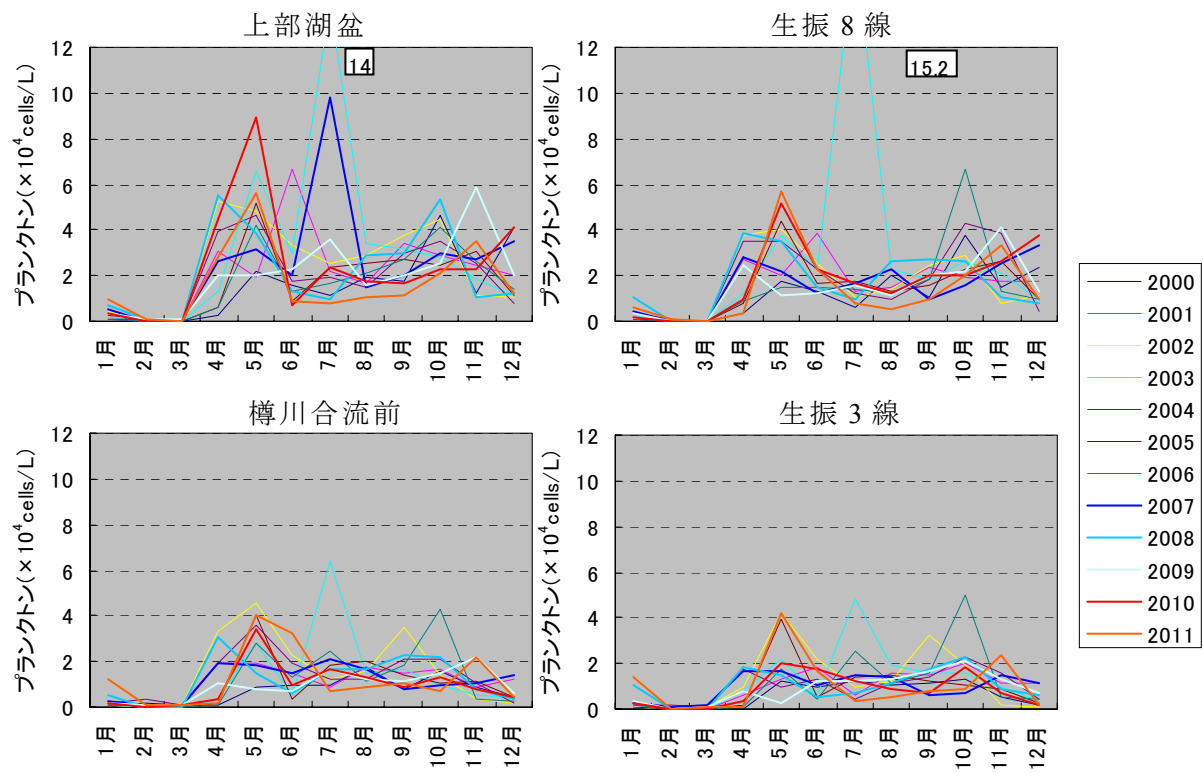


図 2-3-15 プランクトン数の年周変動

2-4. 茨戸川における水収支と流入負荷量

茨戸川の実態を定量的に把握するために、各湖盆毎に水収支と流入負荷量を推定した。なお、推定を行うために各種調査が実施された 1997 年～2002 年^{4),21)～25)}の無氷時期について結果をまとめる。

図 2-4-1、表 2-4-1、表 2-4-2 に想定した収支経路をまとめる。各経路の推定は既往文献^{26)、27)}を参考した。なお、負荷量推定においては T-N、T-P について推定した。推定法の概略を以下に記す。

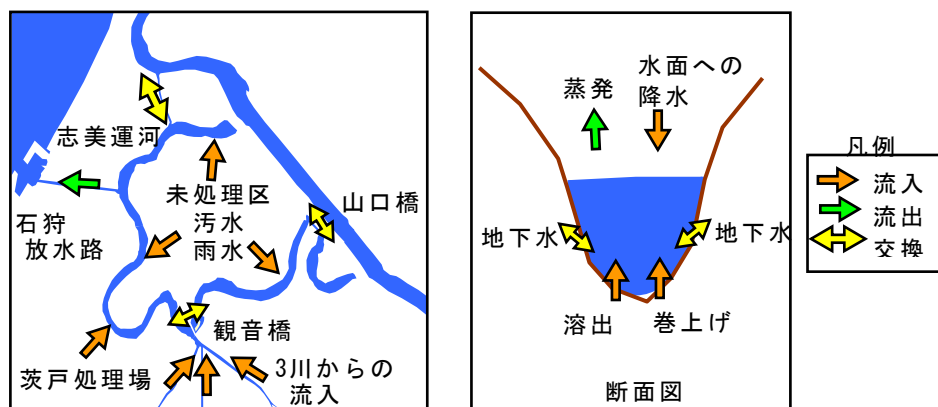


図 2-4-1 想定収支経路模式図

表 2-4-1 水収支想定経路

	水収支出入経路
流入	3川（創成川・伏古川・発寒川）からの流入
	茨戸処理場からの下水処理水の放流
	未処理区からの汚水流入
	未処理区からの雨水流入
	水面への降水
流出	石狩放水路からの放流
	水面からの蒸発
交換	観音橋（中部湖盆⇄下部湖盆）での交換
	山口橋（上部湖盆⇄中部湖盆）での交換
	志美運河（下部湖盆⇄石狩川）での交換
	地下水との交換

表 2-4-2 負荷量収支想定経路

	負荷量収支出入経路
流入	3川（創成川・伏古川・発寒川）からの流入
	茨戸処理場からの流入
	未処理区からの汚水流入
	未処理区からの雨水流入
	地下水からの流入
流出	石狩放水路からの流出
	観音橋（中部湖盆⇄下部湖盆）での交換
交換	山口橋（上部湖盆⇄中部湖盆）での交換
	志美運河（下部湖盆⇄石狩川）での交換
発生	巻上げ
	溶出

2-4-1. 水収支推定

推定方法を以下にまとめ、推定結果を図 2-4-2 に示す。

1. 3 川からの流入：H-Q 式²⁵⁾
2. 茨戸処理放流：維持管理年報⁵⁾
3. 未処理区汚水：創成川処理場への流入下水流量¹²⁾をもとに、晴天時の下水流入量を汚水量として分離して得られた汚水量を処理人口で除すことにより単位人口当たりの汚水量とし、未処理区の人口を乗じることで推定している。
4. 未処理区雨水：未処理区からの雨水の流入量は、伏古川（最上流流量が処理場排水）の流量から全汚水流入量（処理区+上記で推定した未処理区）を除いた流量を比流量配分して推算した。
5. 降水：水面面積に降水量を乗じて算出した。
6. 石狩放水路からの放流：観測値²⁴⁾
7. 蒸発：バルク法²⁸⁾より算出した。
8. 湖盆間の交換量：観測値^{22)、23)}
9. 地下水との交換量：各湖盆毎の水収支推定における残差として設定した。

a) 上部湖盆水収支

中部湖盆との交換量が支配的である。なお、流入量の地下水分が多く見積もられ、地下水は流入総量と流出総量との差で推定していることから、実際には観測結果のない残留域や流量が不明な支川（福移排水路や拓北川）を含んでいると考えられる。

b) 中部湖盆水収支

中部湖盆の流入は下部湖盆からの逆流が大部分を占めている。流出も下部湖盆への順流が大部分を占め、下流側との交換が支配的である。

c) 下部湖盆水収支

下部湖盆への流入は志美運河からの割合が高く、中部湖盆からの流下、支川の合流、処理場の直接流入で 90% 以上となり、未処理区や地下水の影響は小さくなっていた。流出量は志美運河の割合が高く、ほぼ石狩川に流出している。

d) 茨戸川全体の水収支

茨戸川は下部湖盆において志美運河からの逆流や支川からの流入によって水が供給され、下部湖盆から上流に向かって逆流することで水量が維持されていることが明確になった。このとき上流ほど水量が減少し、流れが緩やかになり、停滞性が強くなっていることが確認された。

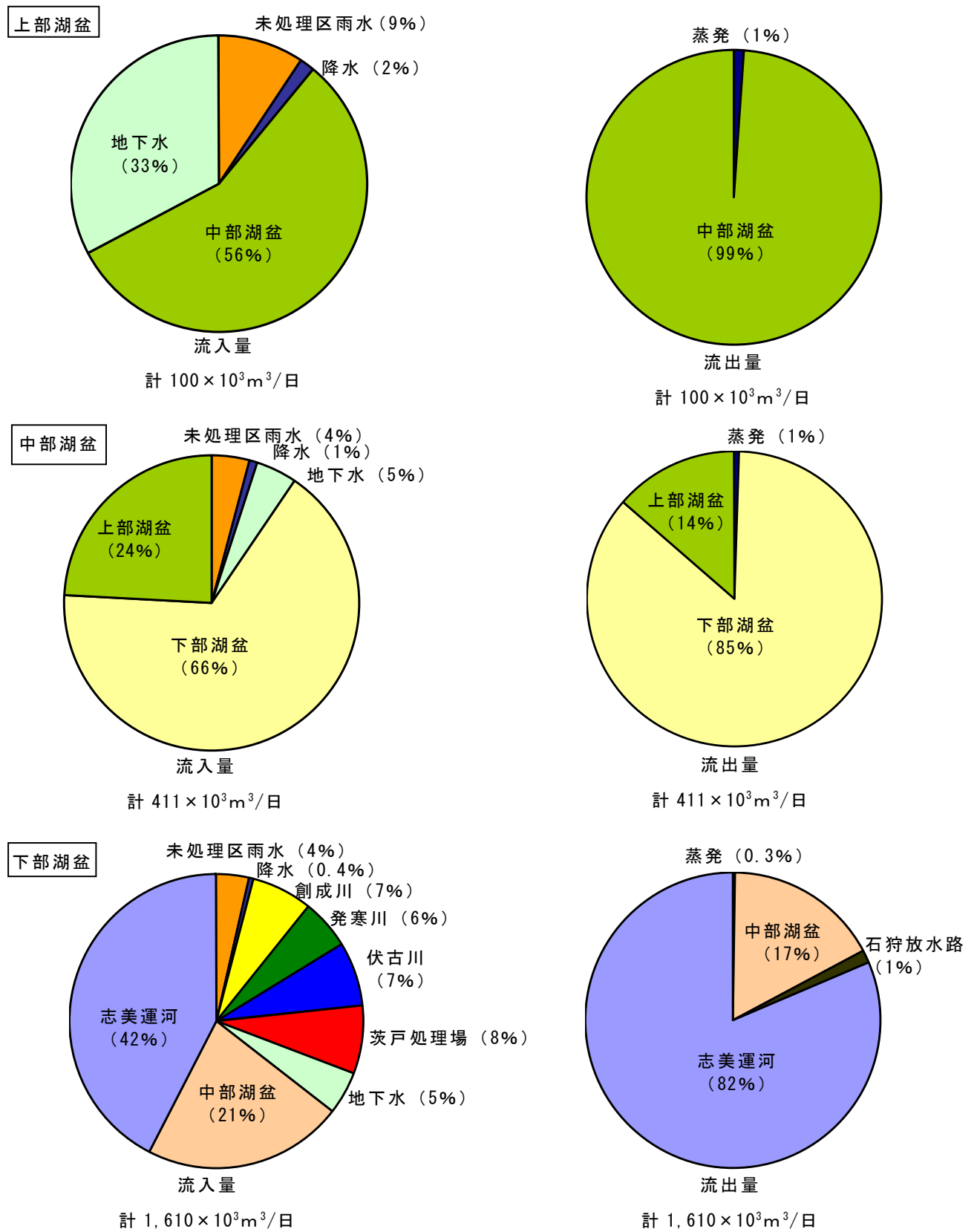


図 2-4-2 流入出量の内訳と割合
(1997-2002 年 平均)

2-4-2. 負荷量収支推定

推定方法を以下にまとめ、推定結果を図 2-4-3 に示す。

1. 3 川からの流入：観測値²²⁾、²³⁾ を基に L-Q 式を立式した。
2. 茨戸処理放流：維持管理年報⁵⁾
3. 未処理区汚水：水収支で推定した流量に茨戸川処理場および伏古川処理場における流入水水質濃度の 1997-2002 年の年間平均値⁵⁾ を乗じた。
4. 未処理区雨水：水収支で推定した流量に上部湖盆に関しては、福移堤内排水の雨天時水質観測結果²²⁾ を使用した。中部・下部湖盆に関しては、維持管理年報⁵⁾ より処理場への流入下水の 1997-2002 年の年平均水質濃度より人口当たりの排出負荷量を求め、伏古川の全流域人口を乗じた値を伏古川の負荷量から差し引いて推定した。
5. 地下水：上部湖盆は福移堤内排水の晴天時の水質濃度を、中部・下部湖盆は生振 5 線排水路の晴天時の水質濃度を観測値²²⁾ より設定した。
6. 石狩放水路からの放流：観測値²⁴⁾
8. 湖盆間の交換量：水収支の流量に各湖盆に対応した定期水質の観測値²⁵⁾ を乗じた。
9. 巻上げ：セジメントトラップの結果²²⁾、²³⁾
10. 溶出：溶出試験結果²²⁾、²³⁾

a) 上部湖盆流入負荷量

負荷量は巻上げによって供給される割合が大きい。特にリン成分は 80% が巻上げにより供給される。上部湖盆は窒素成分は逆流と巻上げ、リン成分は巻上げが主な負荷源である。

b) 中部湖盆流入負荷量

窒素成分は下部湖盆からの流入が優占し、リン成分は巻上げによる供給が優占する。窒素、リンともに未処理区や上部湖盆からの負荷流入割合は小さくなっていた。

c) 下部湖盆流入負荷量

窒素成分は 3 川や処理場の負荷が高く、下水処理排水によって窒素源が供給されていることがわかる。一方、リン成分は巻上げにより供給される割合が高いことがわかる。

d) 茨戸川全体の流入負荷量

窒素成分は下部湖盆において負荷総量が最も大きく、主に 3 川を含む下水処理排水によって供給される。下部の負荷は逆流によって上流域に輸送され、上流ほど逆流負荷量が減少していた。そのため各湖盆で上流ほど巻上げ負荷量の割合が増加するが、量的には上流ほど窒素負荷が減少している。窒素は 3 川合流点付近で下水排水により供給され、全域に輸送される負荷形態である。次に、リン成分は全湖盆で巻上げの割合が最も大きかった。算出上は底面積に比例するため、湖盆容量の大きい下流ほど負荷量が多く見積もられた。下水排水のリン濃度が低いこともあり、リン成分の流入割合は小さく、ほぼ底泥の巻上げによる内部発生によってリン成分が供給されることが明らかとなった。

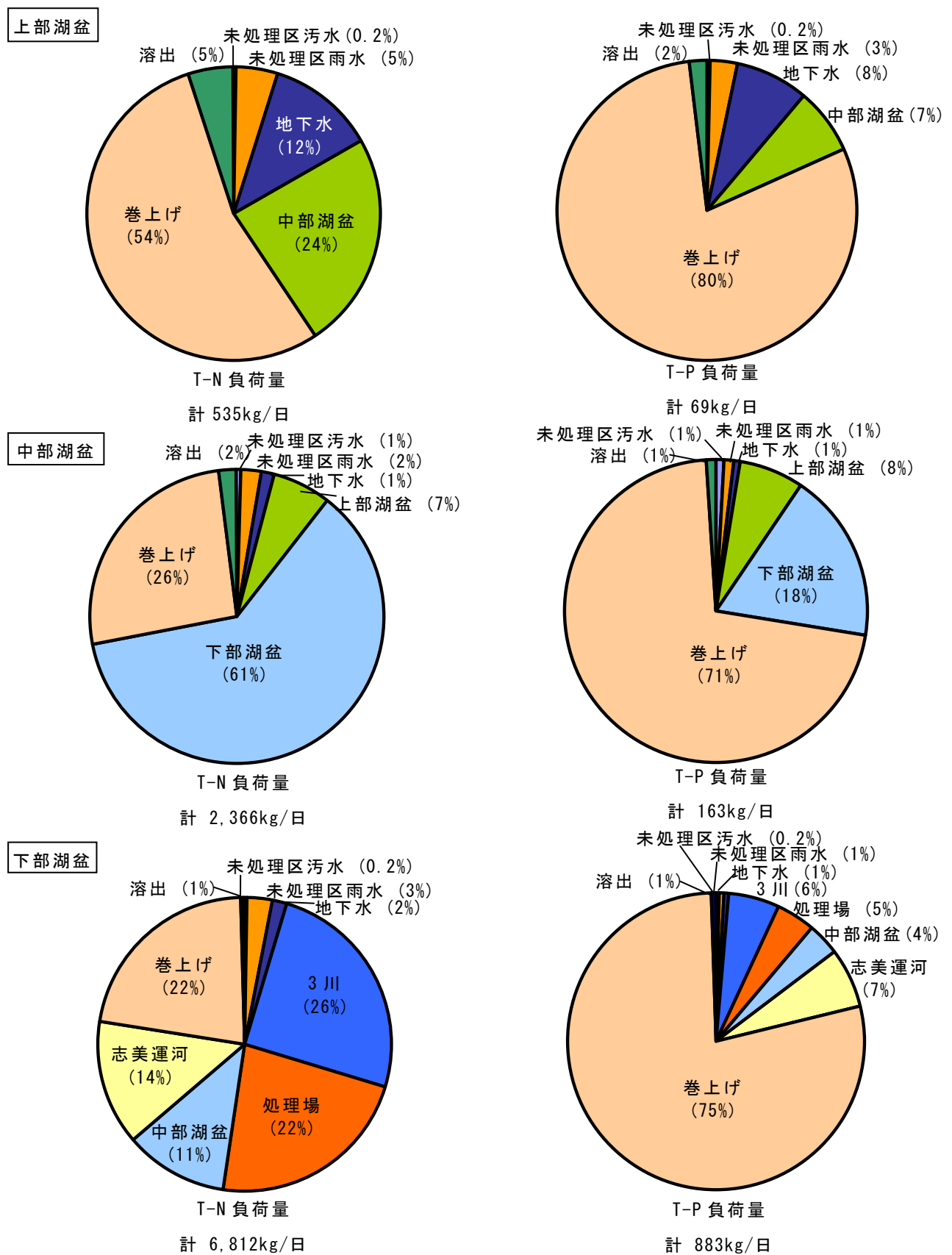


図 2-4-3 湖盆別栄養塩 (T-N、T-P) の負荷流入内訳
(1997-2002 年 平均)

2-5. 結氷期の水質変化

年周変動の特徴から1月～3月と4月～12月の挙動に大きな違いが確認された。これらは冬期の影響と考えられるが、冬期の水質、特に結氷する水域での水質については水質観測も十分には行われておらず、水質形成機構も不明な点が多い。富栄養化し、春期と秋期に鉛直混合する湖などでは、経年的な変動を考慮するうえで結氷時期の把握や結氷下の水質挙動を把握することは極めて重要である。

茨戸川においては例年、12月～3月に全面結氷し、氷上でワカサギ釣りなどが行われる。しかし、結氷下の水質については定期観測が実施されているが、鉛直的な分布や連続的な変化など定量化できるほどの観測は実施されていない。また、結氷下の水質挙動については茨戸川に限らず、世界的にみても観測例が乏しく、明確にはなっていない。それは、冬期に目立った水質障害が起こらないことや、結氷により観測自体が困難なことが要因と考えられる。数少ない観測例によると、汽水湖である春採湖²⁸⁾では結氷時に投げ込み式機器による水温や溶存酸素(DO)、電気伝導度の鉛直観測が行われ、塩水楔により鉛直混合が抑制され、嫌気化が進行することが報告されている。同様に、汽水湖の網走湖²⁹⁾では機器観測に加え、栄養塩の鉛直分布を採水分析により観測し、底層ほど栄養塩濃度が高いことを報告している。大高ら³⁰⁾は淡水湖で機器観測と採水分析を行い、結氷下で嫌気化し、アンモニウム態窒素が増加することを報告している。また、海外の事例³¹⁾⁻³³⁾でも結氷下の水質について鉛直的な観測が行われているが、DOやプランクトン組成に注目し、栄養塩の連続的な変化についての観測例が乏しい。これらの結果は結氷下で嫌気化が進行し、栄養塩が増加することを示しているが、いずれも連続的な変化や結氷との因果関係について、定量的な面では不明確な点が多い。

そこで、上部湖盆地点において北海道開発局³⁴⁾が主体となり、底泥分析、定点自記計観測、鉛直自記計観測及び採水分析、上部湖盆の不攪乱柱状底泥試料を用いた溶出試験を行った。各観測方法の詳細を次項にまとめる。

2-5-1. 観測方法

a) 底泥分析

2009年10月5日にエクマン-バージ採泥器を用い、上部湖盆の底泥を採取し、化学的酸素要求量(COD)、全窒素(T-N)、全リン(T-P)、強熱減量、硫化物、密度、中位径について底泥分析を行った。

b) 定点自記計観測

図2-5-1に上部湖盆の横断形状を示す。上部湖盆流心の底泥直上1m(図中黒丸)に自記観測機器(アイオーテクニク HJ-402)を設置し、2009年10月8日～2010年3月15日において1時間間隔でDOと水温の連続観測を行った。

c) 鉛直機器観測および採水分析

バンドーン式採水器を用い、図2-5-1中白丸に示す水深(上層0.5m、中層3m、下層5m)から採水試料を採取し、水質分析を行った。分析項目はBOD、COD、T-P、オルトリン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)、T-N、亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、アンモニウム態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)、クロロフィルa(Chl-a)である。

また投げ込み式機器(アレック電子 ACL208-PDK、YSIナノテック YSI6600)を用いて水温、濁度、DOの鉛直分布を0.5m間隔で観測した。調査日は2009年12月7日、2010年1月12日、19日、27日、2010年2月8日、15日、22日の計7回の調査を行った。このとき12月中は氷が薄く、氷上での観測ができないため、写真2-5-1に示すように氷を砕きながら、船上で作業した。その後は写真2-2のように氷に観測坑を開けて観測を行った。

d) 溶出試験

上部湖盆における底泥をダイバーにより不攪乱状態で採取し、現地水(2009年10月5日上部湖盆で採取)を試験水として充填し、溶出試験を行った。このとき、底泥と接触させない試験水のみを対照試験とした。ここで、試験段階では結氷下での底泥付近の水温が不明であり、温度条件は底泥採取日の下層水温にあわせ室温15℃、嫌気条件(試験装置は図2-5-2、試験状況は写真2-5-3参照)で30日間の試験期間で採水分析を行った。分析項目はBOD、COD、T-P、T-N、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ である。

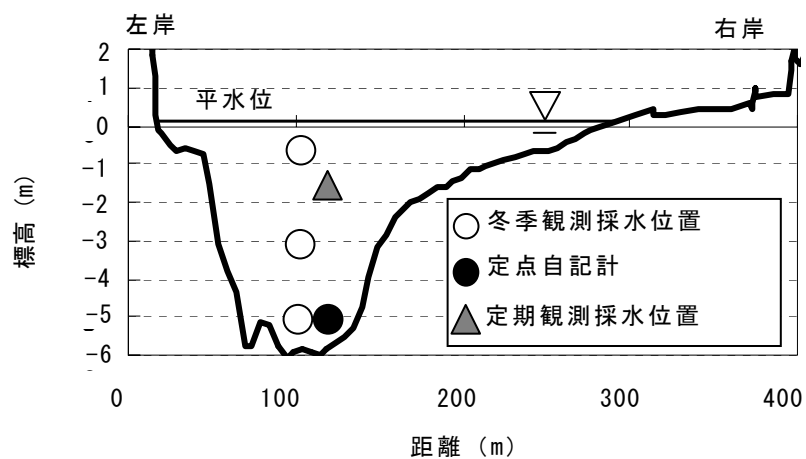


図 2-5-1 上部湖盆横断形状



写真 2-5-1 薄氷時観測状況



写真 2-5-2 氷上観測状況

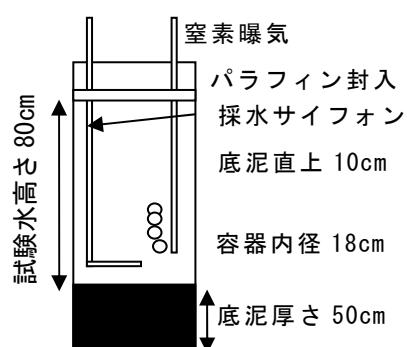


図 2-5-2 溶出装置略図



写真 2-5-3 溶出実験状況

2-5-2. 観測結果

a) 底泥分析結果

表2-5-1に底泥分析結果をまとめる。参考として志美運河付近での分析結果を加えた。志美運河は石狩川からの逆流影響が強く、石狩川とほぼ同様の水質を示している地点である。この結果から上部湖盆は志美運河に比べ、CODや強熱減量が高く、有機物が豊富であることがわかる。このため、密度や中位径が小さくなっていると考えられる。さらに窒素やリンの含有量が高く、富栄養化した状態であると推察される。

表 2-5-1 底泥分析結果

項目	単位	上部湖盆	志美運河
COD	mg/g	38.9	13.6
T-N	mg/g	5.00	1.32
T-P	mg/g	2.07	1.20
強熱減量	%	11.60	4.86
硫化物	mg/g	1.76	0.22
密度	g/cm ³	2.402	2.614
中位径(D50)	mm	0.009	0.399

b) 機器観測結果

(1) 定点自記計観測結果

図2-5-3に定点自記計の観測結果を示す。ここでDOは観測された飽和値と水温から濃度に換算した値を示し、参考として近傍にあるアメダス(石狩)の気温データも加えた。

図より気温が氷点下になった12月16日を境に水温は低下傾向から上昇傾向に反転し、DOは急激に減少し始めた。DOは減少を続け1月30日でゼロとなり観測終了までゼロを維持していた。また水温が5℃以上のとき(10月8日～12月1日)は水温、DOともに日周変動がみられるが、5℃以下(12月1日以降)からは日周変動が小さく、安定した挙動を示していた。このとき現地での目視観察から12月9日は所々に氷が浮いているが、水面全体を覆ってはいなかった。12月16日には水面が氷で覆われ、岸際でのみ(岸から50cmほど)水面が露出していた。12月24日には全面結氷しており、氷上に乗れるほどの厚さとなっていた。これより氷の有無によりDOの変動に大きな違いがあることがわかる。

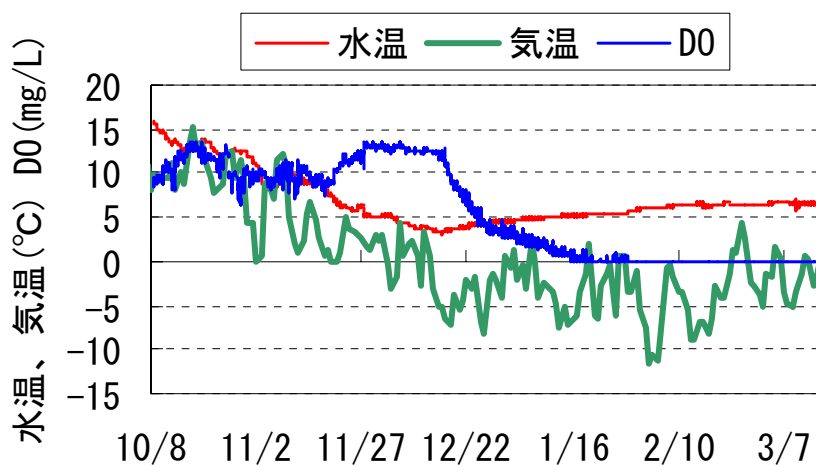


図 2-5-3 定点自記計観測結果

(2) 鉛直機器観測結果

投げ込み式自記計による鉛直観測結果を図2-5-4に示す。横軸に日時、縦軸に水深をとり、コンター図としてあらわした。観測1回目の12月9日には全ての項目で鉛直方向に均一な値であり、秋季の鉛直循環がおこなっていることが示唆される。また12月20日前後には全面結氷したと考えられ、水温、DO、濁度ともに鉛直分布に変化があらわれ始めている。

水温は結氷後に表面は冷却され、下層は底面から水温が上昇し、ゆっくりと上層に広がる挙動がみられた。また観測期間における鉛直方向の温度差は4℃ほどであり、明確な躍層はみられなかった。

DOは下層から減少する挙動がみられ、上層方向に嫌気層が拡大していた。2月以降は水深3m以深ではDOが3mg/L以下となった。また表層も6mg/Lまで減少し、氷により酸素供給が遮断されることを示している。

濁度は結氷後に下層ほど高くなっていた。観測開始時に比べ、表層では清澄になっており、懸濁成分が沈降していると考えられる。また下層では観測開始時よりも濁度が増加し、沈降粒子が全て河床に堆積していないことを示唆している。この結果は氷により風などによる攪乱が抑制されることを示唆している。

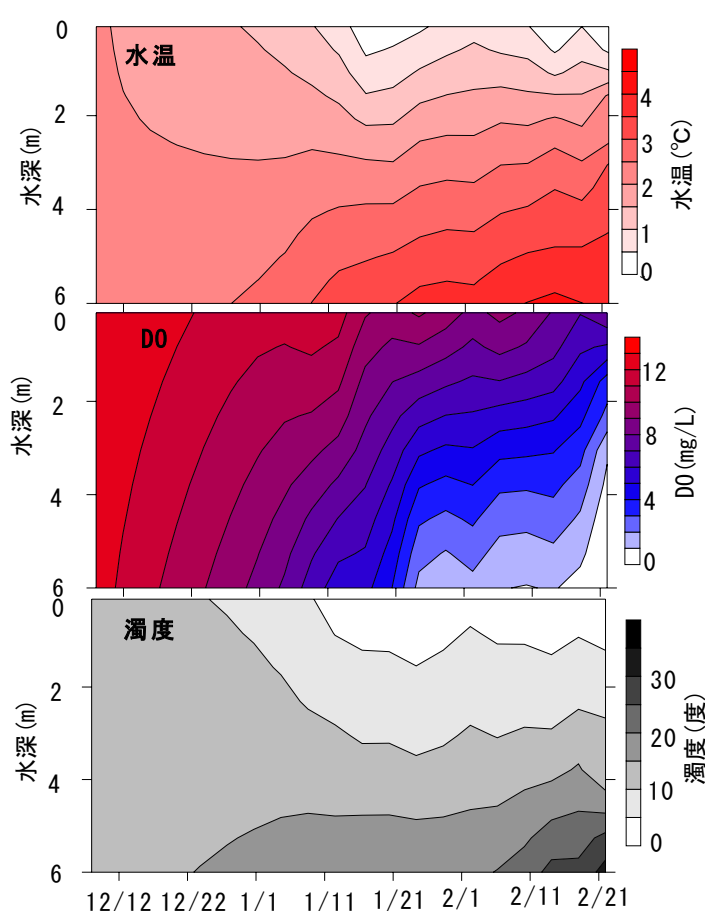


図 2-5-4 鉛直自記計観測結果

c) 採水分析結果

水質分析結果を各層の時系列変化として図2-5-5に示す。観測開始時の12月9日には、いずれの項目も鉛直方向にほぼ同値であり、鉛直循環により均一に混合されたことがわかる。

(1) 有機物指標

有機物の指標となるCOD、BOD、Chl-aの分析結果をみると、CODは結氷により全層で減少傾向を示し、層毎では下層ほど濃度が高くなっていた。底質のCOD含有量が高い(表2-5-1参照)こと、濁質が下層に沈降する(図2-5-4参照)傾向があることから、懸濁物に由来するCOD物質が下層へ沈降移動していると考えられる。

BOD、Chl-aは結氷により急激に濃度が減少し、結氷期間中は、ほぼ定量下限値の低い濃度で推移している。水温が低く、日射が阻害されるため、プランクトンが増殖せず、BOD物質も増加しない傾向が見られる。

(2) リン

T-Pは上層で減少し、下層でやや増加していた。上層ほど観測開始時と比べ、濃度の減少量が大きくなっていった。

また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は下層での顕著な増加傾向が見られる。さらに、1月19日にはT-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ともに下層でやや高い値を示し、CODの結果からも懸濁成分の沈降に由来すると推察される。

以上から、結氷により下層から無機態リン濃度が増加することが確認された。実際の現象としては嫌気化による底泥からの溶出、内部生産の減少による未消費分の $\text{PO}_4\text{-P}$ の蓄積が示唆される。

(3) 窒素

T-NもT-Pと同様に上層での減少と下層での増加傾向が見られる。

また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は1月12日までは全層で増加するが、その後は減少に転じていた。12月9日から1月12日までの増加要因としては大気からの供給と逆流による供給が考えられる。1月12日以降は全層で濃度が減少し、下層ほど濃度の減少量が大きくなっていった。 $\text{NO}_2\text{-N}$ は硝酸態と連動して推移していたが、下層では2月以降に濃度が増加傾向を示した。また、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は全層で増加傾向を示し、下層ほど濃度増加量が大きくなっていった。下層における大きな特徴として結氷後(1月12日後の結果)と嫌気化が完了した後(図2-5-3より2月8日以後の結果)に挙動の変化が見られている。結氷後には酸化性物質($\text{NO}_3\text{-N}$)が還元性物質($\text{NH}_4\text{-N}$)へ

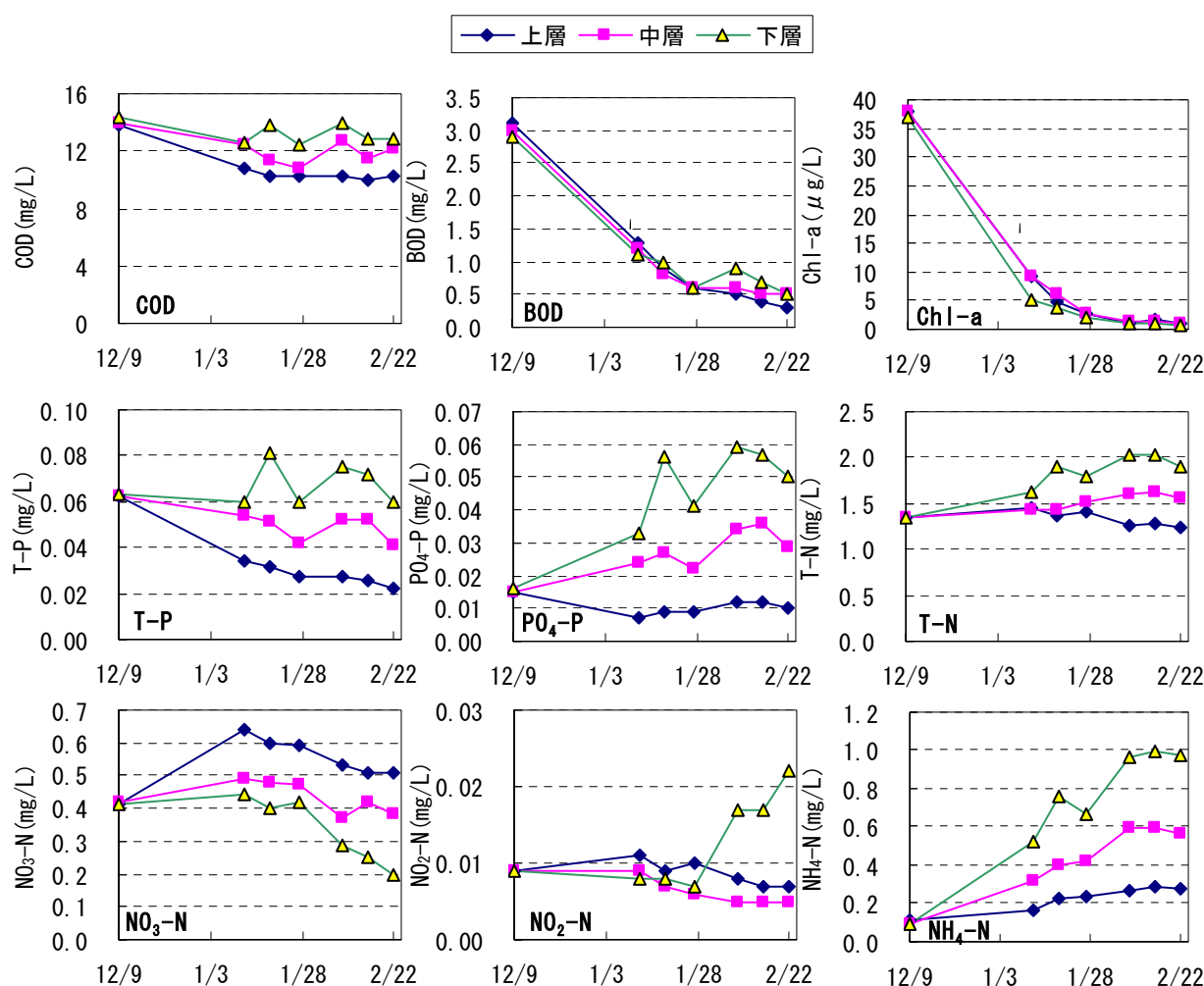


図 2-5-5 結氷下の水質観測結果

と転換している挙動がみられる。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は下層ほど濃度が低く、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は下層ほど濃度が高いことから下層から酸素が消費されることを示している。このとき、観測期間中の下層での濃度変化量を比較すると、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は 0.2mg/L の減少、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は 0.9mg/L の増加となる。 $\text{NO}_2\text{-N}$ は濃度が2桁低いため無視すると、形態変換以上に溶出による供給の影響が大きいことが推察される。

d) 溶出試験結果

溶出試験において採水分析したデータについて $\text{PO}_4\text{-P}$ をI-Pとし、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を合算したものをI-Nとして整理した。さらに、底泥と接触させた試料の分析値から対照試験試料の分析値を減じた濃度をまとめた。算出された濃度は水中の分解や生物反応を除外した底泥からの反応を意味し、図2-5-6に経時変化を示す。

この結果から、上部湖盆の底泥では嫌気条件下でI-P、I-Nが溶出することが示された。このとき、実験期間30日における濃度の変化速度はI-P: 0.0023mg/L/day 、I-N: 0.063 mg/L/day となった。試験水が22L、直径18cmの実験容器を用いたので、単位面積あたりの溶出速度はI-P: $2.0\text{mg/m}^2\text{/day}$ 、I-N: $54.7\text{mg/m}^2\text{/day}$ であった。

ここで、図2-5-5の鉛直平均濃度の経時変化量より上部湖盆の現地観測値との比較を行う。I-P、I-Nの濃度変化速度はI-P: 0.0002mg/L/day 、I-N: 0.0064mg/L/day となり、平水位の湖盆容量は約 180万 m^3 、底面積は約 30万 m^2 であることから、単位面積あたりの濃度変化速度はI-P: $1.2\text{mg/m}^2\text{/day}$ 、I-N: $38.4\text{mg/m}^2\text{/day}$ と概算される。溶出試験結果と比較すると、試験水温 15°C 、現地水温 4°C であることを考慮すると、試験により見積もった溶出速度はオーダー的に現地観測結果とほぼ一致するといえる。同時に現地での現象を実験室内で再現したことも示しており、試験は静置、密封状況で行ったことを考慮すると、現地では結氷により風などの水面攪乱がおこらないことを示唆するものである。

また、T-PとI-P、T-NとI-Nがほぼ等しい濃度であり、有機物の溶出が起らないことは間違いない。しかし、BODやCODが増加していた。これらは、30日目の試料についてICP-AES(誘導結合プラズマ原子発光)による元素分析結果から鉄の増加が確認されており、二価鉄による酸素消費によるものと推察される。また、リン濃度は20日目から30日目にかけて低下しており、鉄イオンとpHに影響を受けて難溶化³⁵⁾していることが考えられる。

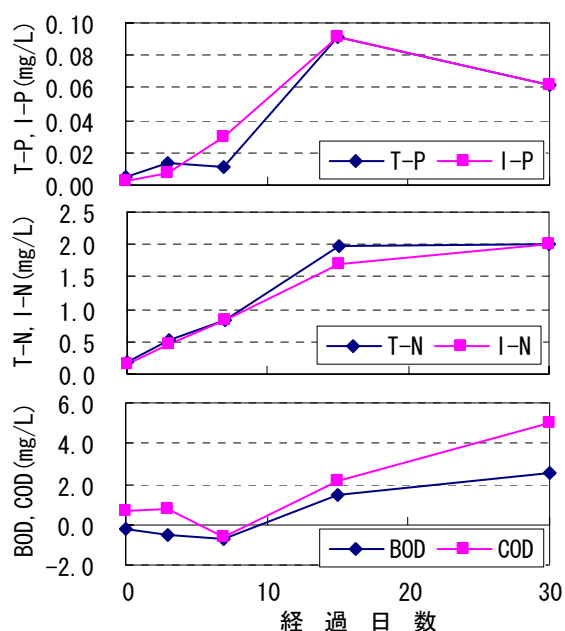


図 2-5-6 溶出試験結果

2-5-3. 結氷下の水質

結氷による水質は、水と大気の接触が氷により遮断され、変化が生じはじめる。熱、酸素供給、風の影響などが急変し、表層および下層で変化が明瞭に現れていた。観測および試験結果から茨戸川における結氷下の水質挙動について確認されたことをまとめる。

- (a)結氷中は下層の水温が表層の水温より高い状態で安定する。
- (b)DOが減少して嫌気化していく。
- (c)沈降が優先し、巻上げや再浮上が抑制される。
- (d)内部生産が抑制され、易分解性有機物が特に減少する。
- (e)還元性の無機栄養塩が増加する。
- (f)現地と室内試験の比較から、溶出が無機栄養塩の主な供給源となる。

以上の結果から、富栄養化した水域での結氷下の水質挙動は嫌気化の進行と栄養塩の溶出により支配されていることが明らかとなった。

2-6. 第2章まとめ

第2章では茨戸川への周辺流域からの流入負荷動態、茨戸川の水文水質の特徴、結氷下での水質挙動を明らかにした。

まず、石狩川の治水対策により形成された茨戸川は、2箇所狭窄部と石狩川の背水影響により滞留傾向の強い特徴を有していることを示した。

次に、流域圏の札幌市の土地利用、上下水道の過去30年の変遷を整理した。その結果、札幌市は森林と宅地で構成され、下水道の普及率はほぼ100%であることから、市内の水循環は上下水道が支配的になる。市内を循環した水は新川、茨戸川、豊平川を流末とする循環構造を有し、水量は均等に三分割され、人口増加とともに増加していた。このときの負荷量は河川法が改正された1997年を境に減少傾向に転じ、茨戸川への負荷が最も小さくなっていた。しかし、水質障害が起るのは茨戸川のみであることが示された。

茨戸川の過去30年の水質変遷をみると、1980年代は水質が非常に悪化しており、浚渫や処理場の改善により徐々に改善されていたが、2000年以降はほぼ一定で推移している。現在でも環境基準B類型を満たさない水質を維持していることが示された。年周変動の特徴から、春期、夏期、秋期にプランクトンが増殖してBODの上昇となっていることが示された。また、冬期は有機物が減少し、無機物が増加する特徴がみられ、河川よりは湖沼に近い水質挙動であることが示された。

茨戸川の水収支・負荷動態を観測値から推定した。水収支は石狩川の逆流と支川流入により流入した水量が上流側に伝播する構造となっていることがわかった。また、負荷動態より窒素成分は流入によって供給され、リン成分は底泥の巻上げなど内部生成されていることが明らかとなった。

結氷下の水質観測結果から、結氷により有機物の生産が抑制され、DOが減少して嫌気化して溶出が起ることで無機栄養塩が増加することが明らかとなった。また、沈降が優先し、巻上げや再浮上が抑制されることも確認された。

【参考文献】

- 1) 北海道開発局札幌開発建設部：石狩川流域誌、2010.
- 2) 北海道開発土木研究所：平成 14 年度 富栄養化調査試験業務報告書、2002.
- 3) 国土交通省 国土政策局 HP：国土数値情報 土地利用細分メッシュデータ；
<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/jpgis/datalist/KsjTmplt-L03-b.html>
- 4) 札幌市水道局：水量水質年報、1981 年～2010 年
- 5) 札幌市建設局下水道施設部：維持管理年報、1981 年～2010 年
- 6) 札幌市環境局：札幌市環境白書、1980 年～2010 年
- 7) 中川直子、大瀧雅寛、真田圭太郎、荒巻俊也：水利用機器を考慮した家庭用水使用量予測－東京都におけるケーススタディ、水文・水資源学会 2008 年度研究発表会要旨集、pp.40-41、2008.
- 8) 濱原能成、中津川誠：豊平川流域を中心とした水循環の実態と評価、平成 14 年度土木学会北海道支部論文報告集、第 59 号、pp.912-915、2002.
- 9) 国土交通省、水文水質データベース：<http://www1.river.go.jp/>
- 10) 小倉紀雄、山本晃一：自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系、技報堂出版、2005.
- 11) 中村敏男、安藤和夫、青井孝夫：富栄養化に関する研究 2 茨戸川の富栄養化と藻類について、北海道公害防止研究所報、No.1、pp.157-169、1975.
- 12) 日野修次、青井孝夫：茨戸川の水質変化について－特に 1978 年～1982 年の水質変化－、北海道公害防止研究所報、No.10、pp.142-146、1984.
- 13) 橋治国、川辺英行、吉田邦伸：茨戸湖の水質の変遷、土木学会北海道支部論文報告集、vol.52(B)、pp.34-39、1996.
- 14) 高野敬志：水質および生物相の長期変化からみた茨戸湖（北海道）の環境、湖沼環境の変遷と保全に向けた展望、国立環境研究所研究報告、No.153、pp.55-69、2000.
- 15) 加藤晃司、中津川誠：茨戸川の水質について－既往知見のレビュー－、北海道土木研究所月報、第 588 号、pp.96-109、2002.
- 16) 橋治国、佐々木博康、江口久登：茨戸湖における栄養塩の挙動と藻類増殖、土木学会北海道支部論文集、vol.44、pp.379-384、1988.
- 17) 彼谷邦光：有毒シアノバクテリア、裳華房、2001.
- 18) 橋治国、小林伸吉、石川清、大林純一：懸濁態反応リンの流出と藻類増殖への可能性、土木学会北海道支部論文報告集、vol.37、pp.147-148、1982.
- 19) 橋治国、和知英治、大畑博：藻類増殖における懸濁態リン化合物の利用、土木学会北海道支部論文報告集、vol.43、pp.309-314、1987.
- 20) 廣瀬弘幸：藻類学総説、内田老鶴圃、1981.
- 21) 北海道開発局石狩川開発建設部：平成 14 年度茨戸川清流ルネッサンスⅡ計画検討業務報告書、2003.
- 22) 北海道開発土木研究所：平成 12 年度茨戸川水質分析報告書、2000.
- 23) 北海道開発土木研究所：富栄養化調査試験業務報告書（平成 13 年度～平成 15 年度）、2001-2003.

- 24) 北海道開発局石狩川開発建設部：石狩川本流水質調査業務（平成 9 年度～平成 14 年度）報告書、1997-2002.
- 25) 北海道開発局石狩川開発建設部：石狩川本支流流量観測業務（平成 9 年度～平成 14 年度）報告書、1997-2002.
- 26) 濱原能成、加藤晃司、中津川誠：茨戸川の富栄養化に関する総合解析 その 1、北海道開発土木研究所月報、No.613、pp.3-15、2004.
- 27) 杉原幸樹、濱原能成、加藤晃司、中津川誠：茨戸川の富栄養化に関する総合的解析 その 2、北海道開発土木研究所月報、No.615、pp.10-24、2004.
- 28) 知北和久、福山龍次、坂本博明、中路晃平：閉鎖性汽水湖における死水の挙動特性；釧路市・春採湖での結氷観測から、北海道大学地球物理学研究報告、Vol.60、pp.13-28、1997.
- 29) 中村優子、青井孝夫、黒木宗尚：網走湖の植物プランクトンの季節的消長、北海道大学大学院環境科学研究科紀要、No. 3(1)、pp. 35-46、1980.
- 30) 大高明史、神山智行、長尾文孝、工藤貴史、小笠原嵩輝、井上栄壮：津軽十二湖湖沼群・越口の池湖群における湖水循環と底生動物の深度分布、陸水学会誌、No.71、pp.113-128、2010.
- 31) G. Dennis Cooke、Robert L. Kennedy：Eutrophication of noetheastern Ohio lakes、The Ohio Journal of Science、Vol.150、No.70(3)、1970.
- 32) John C. Priscu、Malcolm T. Downes、Christopher P. McKay：Extreme supersaturation of nitrous oxide in a poorly ventilated Antarctic lake、Limnol. Oceanogr.、No.41(7)、pp.1544-1551、1996.
- 33) Julie Veillette、Maria-Josée Martineau、Dermot Antoniades、Denis Sarrazin、Warwick F. Vincent：Effects of loss of perennial lake ice on mixing and phytoplankton dynamics：insights from High Arctic Canada、Annals of Glaciology、No.51(56)、pp.56-70、2010.
- 34) 北海道開発局札幌開発建設部：平成 22 年度 石狩川本流水質調査外業務報告書、2011.
- 35) A. J. ホーン、C. R. ゴールドマン、手塚泰彦訳：陸水学、京都大学学術出版会、1999.

第3章 水質予測モデルの構築

3-1. 水質予測モデルの構築

茨戸川において、これまでに実施された水質改善策は1980年～1999年にかけて底泥の浚渫、1997以降に下水処理場の高度処理化が行われている。茨戸川の特徴として流入負荷（下水排水）が多いこと、内部発生負荷（底泥の巻上げ）が多いことがあげられ、過去の対策はこれらの影響を反映したものであった。しかし、現状においても環境基準の達成には至っておらず、さらなる対策が必要とされている。これまでの水質改善策^{1)、2)}を表3-1-1にまとめると、茨戸川においては流域対策や底泥対策は実施されているが、十分な効果は得られていない。茨戸川の水面積が大きく、停滞性が高いことや水面利用が多いことを考慮すると、装置を利用した対策や薬剤による対策は不向きと考えられる。

このことから希釈対策、植生利用が適していると考えられる。しかし、現状の茨戸川は水際にヨシが繁茂するなど天然のウエットランドがみられることや、刈り取りを行った場合の残渣の処理など実施によるデメリットが大きいと予想される。これらから実現可能な対策としては希釈対策が最良と考えられる。希釈対策のメリットは流れを作ることができ、停滞性の改善にも有効であることが予想される。デメリットとしては施設等の建設・維持費用が高額になることが考えられる。それ以前に希釈対策の実施に伴う効果を推定する必要があり、茨戸川の水質を的確に反映できる予測モデルを構築し、予測モデルの結果をもとに計画を立案することが望ましい。

表 3-1-1 浄化対策例

対策区分	技術区分	例
水域対策	希釈対策	浄化用水導水、流路変更
	底泥対策	浚渫、覆砂
	酸素供給	曝気、薄層流
	植生利用	植栽・回収、ウエットランド
	直接回収	藻類回収、殺藻装置
	直接浄化	接触酸化、沈降除去
流域対策	点源負荷対策	下水道整備
	面源負荷対策	農業・非特定負荷対策

そこで、水質予測モデルの構築を行った。これまでの停滞性水域における水質モデルはプランクトンと関連づけられ、ダム湖^{3)～6)}や琵琶湖⁷⁾、霞ヶ浦⁸⁾、宍道湖⁹⁾、網走湖¹⁰⁾などで様々なモデルの構築が行われている。これらは湖沼であるためCODを算出項目としているが、茨戸川においては河川扱いであるため、BODの評価が必要となる。また、これまでの水質モデルは夏期のアオコ対策を主眼としており、無結氷水域が多いことから、冬期の水質に注目した例はない。茨戸川は積雪寒冷地にあることから経年的な水質変動を考慮するためには結氷影響を無視できないが、結氷を考慮した予測モデルについての報告例はない。

このことから、茨戸川の水質予測にはBODを算出でき、かつ結氷を考慮した水質モデルが必要となり、これら水質予測モデルの構築を行った。

3-1-1. モデルの概要

構築した水質予測モデルは流動モデルと生態系モデルを合成し、水面における熱収支計算を反映させ結氷条件の再現を試みた。流動計算は土木研究所の鉛直二次元モデル⁴⁾を踏襲し、逆流も考慮できるように下流端を境界条件とし、上流方向に向かい計算を進める仕様に改良した。図 3-1-1 に示す流入を考慮し、図 3-1-2 のように河道を鉛直方向（0.5m 間隔）、流下方向（500m 間隔）に分割した。各ブロック内について、水理計算、物質保存計算を行う仕様とした。

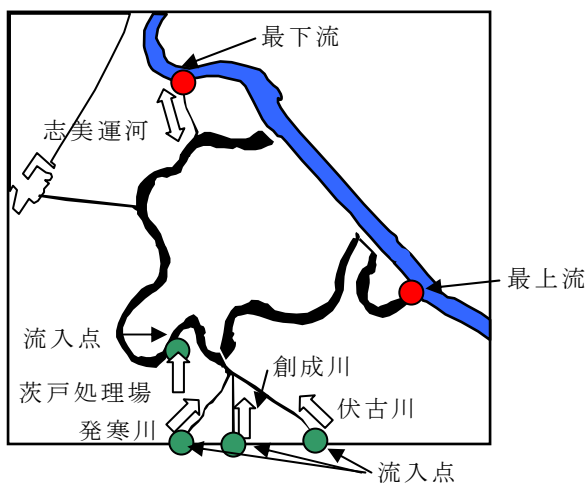


図 3-1-1 水質モデル概念図

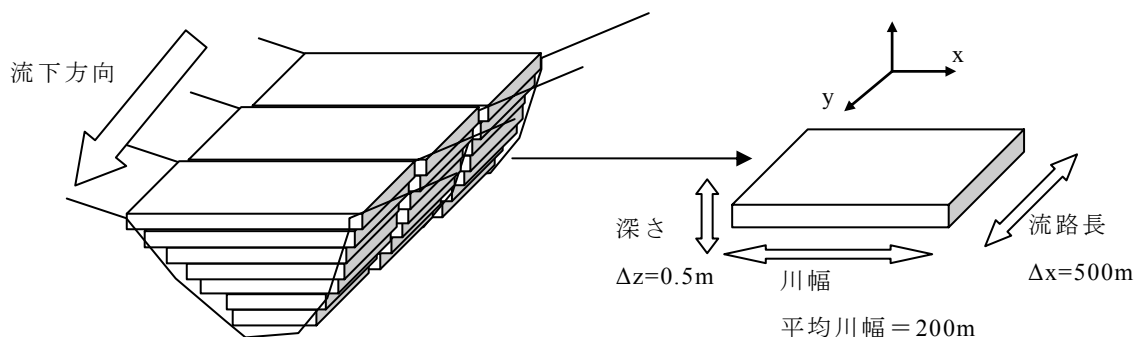


図 3-1-2 二次元格子概念図

まず、水理計算における基礎式を以下に示す。

a) 連続式

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial z} = 0 \quad (1)$$

ここで x, z : 流下方向、鉛直方向の座標(m)、 u, v : 流下方向、鉛直方向の流速(m/s)を表す。

b) 運動方程式

流下方向

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial z} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{mx} \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{mz} \frac{\partial u}{\partial z} \right) \quad (2)$$

鉛直方向

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g \quad (3)$$

ここで ρ_0 : 基準密度(1,000kg/m³)、 ρ : 流水密度(kg/m³)で SS と温度の関数とした、 P : 水圧(kg/ms²)、 D_{mx} : 流下方向の運動量拡散係数(m²/s) ((4)式で設定¹¹⁾)、 D_{mz} : 鉛直方向の運動量拡散係数(m²/s) ((5)式で設定¹²⁾)、 g : 重力加速度(9.8m/s²)である。

$$D_{mz} = a \exp(-b Ri) + c \quad (4)$$

$$D_{mx} = C_h (\Delta x)^{4/3} \quad (5)$$

$a=1.0 \times 10^{-4}$ 、 $b=0.5$ 、 $c=1.0 \times 10^{-5}$ 、 Ri : リチャードソン数、 Ch : 定数=0.05(m²/s)である。

c) 自由水面の運動学的条件

$$v_s = \frac{\partial h}{\partial t} + u_s \frac{\partial h}{\partial x} \quad (6)$$

u_s, v_s : 表層の流下方向、鉛直方向の流速(m/s)、 h : 水深(m)

d) 水の密度 ρ を規定する式⁵⁾

$$\rho(y) = \rho_T(y) + \left(1 - \frac{\rho_T(y)}{\rho_s} \right) C(y) \times 10^{-6} \quad (7)$$

ここで、 $\rho(y)$: 水深 y での貯水池水の密度(g/cm³)、 $\rho_T(y)$: 水深 y の貯水池水温 $T(y)$ の水の密度(g/cm³)、 ρ_s : 土粒子の密度(2.65g/cm³)、 $C(y)$: 水深 y の貯水池水の濁質濃度(g/cm³)

e) 熱収支式

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{Tx} \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{Tz} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \phi \quad (8)$$

ここで T : 水温(K)、 D_{Tx} : 流下方向の温度拡散係数(0.14m²/s)、 D_{Tz} : 鉛直方向の温度拡散係数(0.14m²/s)、 C_w : 水の比熱(4,218J/K/kg)、 ϕ : 熱フラックス(K/s)である。

本研究において結氷条件を算出するため茨戸川の氷厚を Stefan の式((9)式)を用いて推定した。

$$h_i = \alpha \sqrt{D_f} \quad (9)$$

ここで h_i : 氷厚(m)、 α : 定数、 D_f : 結氷後の積算寒度($^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$)である。

吉川ら¹³⁾の天塩川による報告を参考に $\alpha=2.5$ として、11月1日～3月31日までの積算寒度(氷点下の日平均気温の絶対値を積算した値)を用いて茨戸川の氷厚を推定した。その結果、茨戸川の氷厚は1998年～2009年の間では0.35～0.54mとなった。結氷のモデリングは氷厚を算出するものが多く、主に Stefan の式を用いるもの^{14)、15)}と、熱収支を用いるもの^{16)、17)、18)、19)}がある。茨戸川における氷厚の観測結果、および結氷日や解氷日の観測も行っていないこと、解氷時期と水質との関係を主眼においたことから、熱収支による結氷推定を行うこととした。

このとき、茨戸川の氷厚が約50cmと推定されたので、計算を簡便にするため、積雪層は考慮しなかった。さらに、氷厚を0mもしくは0.5mと固定し、結氷板内の温度変化はしないと仮定し無視した。

計算上は近藤ら²⁰⁾の手法を参考に水面にあたる1層目について図3-1-3に示す熱収支式を適用した。1層目の熱収支計算から水温が 0°C 以下となったとき1層目(0.5m厚)が個体の結氷板となり、1層目の氷温が 0°C 以上となったときに水塊となると仮定した。

水面での熱フラックスは(10)式で算出した。また、氷と水の熱伝達係数の見積もりには氷板底面流速が用いられるが、茨戸川の夏期の流速が0.03m/s程度で順流逆流を繰り返すこと、結氷時の観測結果がないことから、静水として考えた。よって結氷板と水の間の熱フラックスは(14)式で示す熱伝達として与え、熱拡散係数は(15)式のように物性値から求めた。

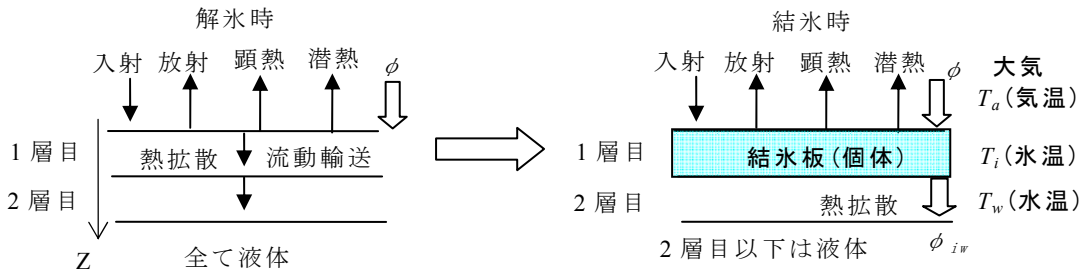


図 3-1-3 表層熱フラックスのイメージ

$$\phi = \frac{A}{\rho_i C_i} \left\{ (1 - \alpha) S \downarrow + L \downarrow - \varepsilon \sigma T_i^4 - H - LE \right\} \quad (10)$$

$$L \downarrow = \varepsilon \sigma T_i^4 \left\{ 1 - \left(1 - \frac{L_d \downarrow}{\sigma T_i^4} \right) C \right\} \quad (11)$$

$$L_d \downarrow = (0.74 + 0.19x + 0.07x^2) \sigma T_i^4 \quad (12)$$

$$x = \log_{10}(0.14e_a) \quad (13)$$

$$e_a = e_{sat} \times RH / 100 \quad (14)$$

$$e_{sat} = 6.107 \times 10^{9.5T_i / (265.3 + T_i)} \quad (15)$$

$$C = 0.826D^3 - 1.234D^2 + 1.135D + 0.298 \quad (16)$$

$$C = 0.2235 \quad (D = 0) \quad (17)$$

$$D = N / N_0 \quad (18)$$

$$H = C_P \rho_a C_H u_a (T_i - T_a) \quad (19)$$

$$lE = l \rho_a \beta C_H u_a \{e_{sat} - e_a\} \frac{0.622}{P} \quad (20)$$

$$\rho_a = 1.293 \cdot \frac{273.15}{273.15 + T_a} \left(\frac{P}{1013.25} \right) \left(1 - 0.378 \frac{e_a}{P} \right) \quad (21)$$

ここで、 ϕ ：大気と結氷板の熱フラックス(K/s)、 $S\downarrow$ ：全天日射量(W/m²)、 $L\downarrow$ ：下向き長波放射量(W/m²)、 A ：表面積(m²)、 ρ_i ：氷の密度(914kg/m³)、 C_i ：氷の比熱(2,100J/K/kg)、 T_i ：氷温(K)、 T_a ：気温(K)、 α ：氷面のアルベド(0.90)、 ε ：射出率(1.00)、 σ ：Stefan-Boltzmann定数(5.67×10^{-8} W/m²/K⁴)、 H ：顕熱(W/m²)、 lE ：潜熱(W/m²)、 $L_d\downarrow$ ：晴天時の下向き長波放射量(W/m²)、 e_a ：水蒸気圧(hPa)、 e_{sat} ：氷面上の飽和水蒸気圧(hPa)、 RH ：相対湿度(%)、 C ：雲量の関数、 N ：日照時間(h)、 N_0 ：可照時間(h)、 D ：日照率、 l ：氷の昇華潜熱(2.83×10^6 J/Kg)、 β ：蒸発効率(凝結条件より 1.0)、 C_P ：空気の定圧比熱(1,004J/kg/K)、 ρ_a ：空気密度(kg/m³)、 C_H ：バルク係数(1.2×10^3)、 u_a ：風速(m/s)、 P ：大気圧(hPa)を表す。

液体の水の場合には(11)、(12)式は水温が適合し、水の密度は(7)式から、比熱(4,180J/deg/kg)、アルベド(0.1)となり、蒸発潜熱は(22)式、飽和水蒸気圧(15)式は(23)式を用いる。

$$l = 2.50 \times 10^6 - 2400T \quad (22)$$

$$e_{sat} = 6.107 \times 10^{7.7T / (237.3 + T)} \quad (23)$$

結氷板と水の間の熱フラックスは(24)式で示す熱伝達式から与え、熱拡散係数は(25)式のように物性値から求めた。熱伝導方程式は任意空間に供給される熱量で表され、本研究では(24)式に示す鉛直方向に一次元の熱伝導方程式を適用した。

$$\phi_{iw} = \frac{\partial}{\partial Z} \left(K_{iz} \frac{\partial T}{\partial Z} \right) \cong \frac{1}{\Delta Z} \left(K_{iz} \frac{T_i - T_w}{\Delta Z} \right) \quad (24)$$

$$K_{iz} = \frac{\lambda}{\rho_w C_w} \quad (25)$$

ここで、 T_i ：氷温(K)、 T_w ：水温(K)、 ΔZ ：層厚(0.5m)、 ρ_w ：水の密度(1,000kg/m³)、 C_w ：水の比熱(4,180J/K/kg)、 λ ：0℃の熱伝導率(0.561W/m/K)、 K_{iz} ：氷から水への熱拡散係数(1.34×10^{-7} m²/s)を表す。

f) 濁質 (SS) の収支式

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + (v + v_0) \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{cx} \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{cy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial S(SS)}{\partial t} \quad (26)$$

ここで、 v_0 ：懸濁粒子の平均沈降速度(m/s)、 D_{cx} ：流下方向の濁質拡散係数(m²/s)、 D_{cy} ：鉛直方向の濁質拡散係数(m²/s)である。なお、 v_0 は(27)式のストークスの式²¹⁾、 $F(d)$ は(28)式の Rubey の式²¹⁾より、 ν は(30)式⁵⁾より求めた。 $S(SS)$ は巻上げやプランクトンなどによる SS 成分の供給量を示す。

$$v_0 = \sqrt{sgd} \cdot F(d) \quad (27)$$

$$F(d) = \sqrt{\frac{2}{3} + \frac{36\nu^2}{sgd^3}} - \sqrt{\frac{36\nu^2}{sgd^3}} \quad (28)$$

$$s = \frac{\rho_s}{\rho_w} - 1 \quad (29)$$

$$\nu = 0.0000011T^2 - 0.0000574T + 0.0017844 \quad (30)$$

ここで、 g ：重力加速度(9.8m/s²)、 ρ_s ：土粒子の密度(2.65×10³kg/m³)、 ρ_w ：水の密度(kg/m³)、 d ：代表粒径、 ν ：動粘性係数(cm²/s)をあらわす。

さらに巻き上げによる浮遊砂量を見積もる²¹⁾ため、(31)～(33)式を用いた。以下において B ：河床面積 (m²)、 p_i ：粒径 d の粒子が河床に存在する割合、 q ：浮遊砂量 (m³/s/m)を示す。

$$R_* = \sqrt{\frac{sgd^3}{\nu}} \quad (31)$$

$$\left. \begin{array}{ll} 671.0 \leq R_* & u_{*c}^2 = 0.05sgd \\ 162.7 \leq R_* < 671.0 & u_{*c}^2 = 0.015s^{\frac{25}{22}}\nu^{\frac{-3}{11}}d^{\frac{31}{22}} \\ 54.2 \leq R_* < 162.7 & u_{*c}^2 = 0.034sgd \\ 2.14 \leq R_* < 54.2 & u_{*c}^2 = (0.0123sg)^{\frac{25}{32}}\nu^{\frac{7}{16}}d^{\frac{11}{32}} \\ R_* < 2.14 & u_{*c}^2 = 0.14sgd \end{array} \right\} \quad (32)$$

$$q = 0.008p_i \left[\left(\frac{0.14sgd}{u_{*c}} \right) \left(\frac{u_{*c}^2}{Bsgd} \frac{\sqrt{2} \exp(\Omega)}{\Omega} + \frac{u_{*c}}{0.5Bsgd} - 1 \right) - v_0 \right] \quad (32)$$

$$\Omega = 2 - \frac{Bsgd}{u_{*c}^2} \quad (33)$$

g) 水質成分の収支式

各水質成分は、(34)式の基礎式により計算する。

$$\frac{\partial X}{\partial t} + u \frac{\partial X}{\partial x} + (v + v_x) \frac{\partial X}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial X}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(A_z \frac{\partial X}{\partial z} \right) + \frac{\partial S(X)}{\partial t} \quad (34)$$

ここで、 X : 各水質成分濃度(g/m^3)、 A_x 、 A_z : 水平方向、鉛直方向の拡散係数²²⁾(m^2/s)、 v_x : 各水質成分の沈降速度、 $S(X)$: 物質 X の内部変化項 (生物・化学的変化量) (g/m^3)である。

本研究においては計算ブロック内の物質移動を図 3-1-4 に示す循環を考慮し、モデリングした。算出項目はプランクトン数、Chl-a、SS、BOD、DO、有機態リン (O-P)、有機態窒素 (O-N)、無機態リン (I-P)、無機態窒素 (I-N) とした。各項目の算出は(34)式により求め、(34)式中の各項目の内部変化項の算出式を以下にまとめる。

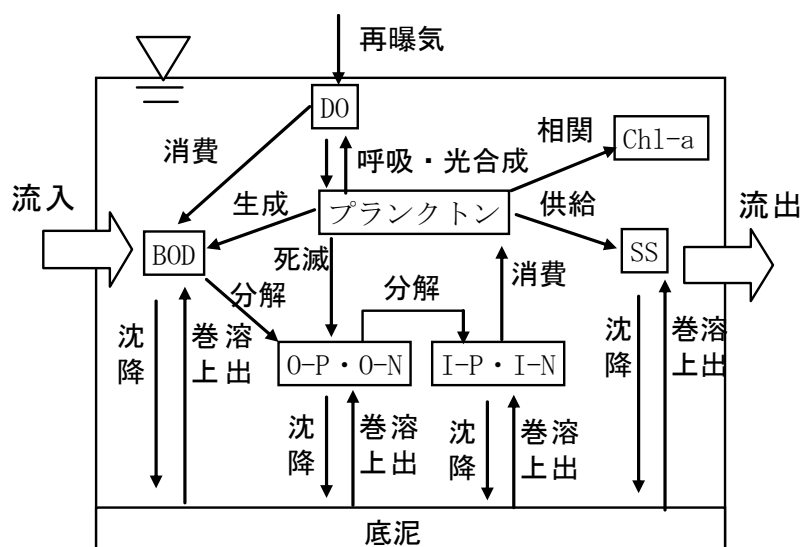


図 3-1-4 生態系モデル概念図

h) プランクトン内部変化項の基礎式

プランクトンの内部変化項を(35)～(39)式に示す。

$$\frac{\partial S(P_{all})}{\partial t} = \sum_{i=1}^3 \{ (G_{Pi} - D_{Pi}) P_i \} \quad (35)$$

$$G_{Pi} = \beta_s \cdot \mu_{\max_i} \left\{ \frac{T}{T_{Si}} \exp \left(1 - \frac{T}{T_{Si}} \right) \right\}^3 \cdot \frac{I_y}{I_{Si}} \exp \left(1 - \frac{I_y}{I_{Si}} \right) \cdot \frac{C_{IN}}{K_{INi} + C_{IN}} \cdot \frac{C_{IP}}{K_{IPi} + C_{IP}} \quad (36)$$

$$I_y = I_0 \exp \{ -\eta(y_s - y) \} \quad (37)$$

$$\eta = 0.5 + 0.001 \sum_{i=1}^3 P_i \quad (38)$$

$$D_{Pi} = R_{ppi} \theta^{(T-20)} \quad (39)$$

ここで、 $S(P_{all})$ ：全プランクトンの濃度変化(cell/m^3)、 P_i ：種別プランクトン濃度(cell/m^3)、 i ：植物プランクトン種(1；珪藻、2；緑藻、3；藍藻)、 G_P ：植物プランクトンの増殖率($1/\text{s}$)、 β_s ：スペース効果係数(1.0)、 μ_{\max} ：種別最大増殖率(珪藻：0.85、緑藻：0.64、藍藻：0.70 $1/\text{s}$)、 C_{IN} ：I-N濃度(g/m^3)、 C_{IP} ：I-P濃度(g/m^3)、 K_{IN} ：窒素に関するミカエリス定数(珪藻：0.25、緑藻：0.25、藍藻：0.25 g/m^3)、 K_{IP} ：リンに関するミカエリス定数(珪藻：0.002、緑藻：0.004、藍藻：0.006 g/m^3)、 D_P ：植物プランクトンの死滅率($1/\text{s}$)、 R_{pp} ：植物プランクトンの消滅率(全種共通：0.13 $1/\text{s}$)、 θ ：死滅率の温度係数(1.04)、 T ：水温($^{\circ}\text{C}$)、 T_s ：最適水温(珪藻：15、緑藻：20、藍藻：25 $^{\circ}\text{C}$)、 I_Y ：日射量($\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}$)、 I_s ：最適日射量(全種共通：300 $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}$)、 y_s ：水表面標高(m)、 η ：日射量の減衰定数である。なお、プランクトンの沈降速度はセジメントトラップの観測値²³⁾からSS沈降速度とChl-aの沈降速度の比よりSSの0.1倍として設定した。また、Chl-aとSS供給はブロック毎のプランクトン数に比例算出する使用とした。

i) 窒素の内部変化項

(40)式に無機態窒素と(41)式に有機態窒素の内部変化項を示す。また、溶存酸素による分解や溶出に関する係数は既往の実験結果²³⁾にフィッティングして(42)式、(43)式によって設定した。

$$\begin{aligned} \frac{\partial S(IN)}{\partial t} = & -\beta_N \sum_{i=1}^3 G_{Pi} P_i + R_N f_1 \theta_N^{T-20} (ON - \beta_N P_{all}) \\ & + R_{WN} f_3 \theta_{WN}^{T-20} \frac{A_B}{V} + \varepsilon_N \gamma_N \frac{A_B}{V} \end{aligned} \quad (40)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial S(ON)}{\partial t} = & \beta_N \sum_{i=1}^3 G_{Pi} P_i - R_N f_1 \theta_N^{T-20} (ON - \beta_N P_{all}) \\ & + R_{WoN} f_3 \theta_{WoN}^{T-20} \frac{A_B}{V} + (1 - \varepsilon_N) \gamma_N \frac{A_B}{V} \end{aligned} \quad (41)$$

$$f_1 = \frac{1}{1 + \exp(5 - 4[DO])} \quad (42)$$

$$f_3 = \frac{1}{4[DO] + 1} \quad (43)$$

ここで、 β_N ：植物プランクトン中の窒素量比 ($\mu\text{g}/\text{個}$)、 R_N ：有機態窒素から無機態窒素への分解 ($1/\text{day}$)、 f_1 ：分解、無機化補正係数、 θ_N ：有機態窒素から無機態窒素への分解温度係数、 R_{WN} ：無機態窒素の底泥からの溶出率 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)、 θ_{WN} ：無機態窒素の底泥からの溶出率に対する温度係数、 f_3 ：底泥からの溶出補正係数、 A_B ：底泥面積(m^2)、 V ：容量(m^3)、 ε_N ：全窒素巻上げ物質中の無機態率、 γ_N ：全窒素巻上げ量 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)、 R_{WoN} ：有機態・無機態窒素合算の底泥からの溶出率($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)、 θ_{WoN} ：有機態窒素の底泥からの溶出率に対する温度係数、 DO ：溶存酸素濃度 (mg/L) を表す。なお、I-N 沈降速度は SS 沈降速度比 = 0.01、O-N 沈降速度は SS 沈降速度比 = 0.29 で設定²³⁾した。また、パラメーターの決定方法については後述する一覧表に示す。

j) リンの内部変化項

(44)式に無機態リン、(45)式に有機態リンの内部変化項を示す。

$$\begin{aligned} \frac{\partial S(IP)}{\partial t} = & -\beta_P \sum_{i=1}^3 G_{Pi} P_i + R_P f_1 \theta_P^{T-20} (OP - \beta_P P_{all}) \\ & + R_{WP} f_3 \theta_{WP}^{T-20} \frac{A_B}{V} + \varepsilon_P \gamma_P \frac{A_B}{V} \end{aligned} \quad (44)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial S(OP)}{\partial t} = & \beta_P \sum_{i=1}^3 G_{Pi} P_i - R_P f_1 \theta_P^{T-20} (OP - \beta_P P_{all}) \\ & + R_{WoP} f_3 \theta_{WoP}^{T-20} \frac{A_B}{V} + (1 - \varepsilon_P) \gamma_P \frac{A_B}{V} \end{aligned} \quad (45)$$

ここで、 β_P ：植物プランクトン中のリン量比 ($\mu\text{g}/\text{個}$)、 R_P ：有機態リンから無機態リンへの分解 ($1/\text{day}$)、 θ_P ：有機態リンから無機態リンへの分解温度係数、 R_{WP} ：無機態リンの底泥からの溶出率 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)、 θ_{WP} ：無機態リンの底泥からの溶出率に対する温度係数、 ε_P ：全リン巻上げ物質中の無機態率、 γ_P ：全リン巻上げ量 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)、 OP ：有機態リン濃度 (mg/L)、 R_{WoP} ：有機態・無機態リン合算の底泥からの溶出率 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)、 θ_{WoP} ：有機態・無機態リン合算の底泥からの溶出率に対する温度係数、なお、I-P 沈降速度は SS 沈降速度比 = 0.05、O-P 沈降速度は SS 沈降速度比 = 0.2 で設定²³⁾した。

k) BOD の内部変化項

(46)式に BOD の内部変化項を示す。

$$\begin{aligned} \frac{\partial S(BOD)}{\partial t} = & K_{PPB} \sum_{i=1}^3 R_{PPi} P_i + \gamma_{BOD} \frac{A_B}{V} \\ & - R_{DB} f_1 \theta_B^{T-20} BOD + R_{WB} f_3 \theta_{WB}^{T-20} \frac{A_B}{V} \end{aligned} \quad (46)$$

ここで、 K_{PPB} ：植物プランクトン中の BOD 物質質量比 ($\mu\text{g}/\text{個}$)、 θ_B ：BOD 分解率に対する温度係数、 R_{DB} ：BOD の分解率 ($1/\text{day}$)、 R_{WB} ：BOD 底泥からの溶出率 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)、 θ_{WB} ：BOD の底泥からの溶出率に対する温度係数、 BOD ：BOD 濃度 (mg/L)、 γ_{BOD} ：BOD 巻上げ量 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$)、BOD の沈降速度は SS 沈降速度比 = 0.6 で設定²³⁾した。

l) DO の内部変化項

DOの内部変化は(47)式で算出した。

$$\frac{\partial S(DO)}{\partial t} = K_1(DO_{sat} - DO) + K_2\theta_{DOP}^{T-20}PP - f_1f_2\theta_{DOC}^{T-20}(K_{3N}ON + K_{3P}OP + K_{3B}BOD) - rf_2\theta_{WDO}^{T-20}\frac{A_B}{V} \quad (47)$$

$$K_1 = \frac{A_l}{V_l} \left\{ \frac{D}{\sqrt{(200 - 60\sqrt{W})} \times 10^{-6}} \right\} \times 86400 \quad (48)$$

$$DO_{sat} = (10.291 - 0.2809T + 0.06009T^2 - 0.000063T^3) \quad (49)$$

$$f_2 = \frac{[DO]}{k_{DO} + [DO]} \quad (50)$$

ここで、 K_1 ：再曝気係数(1/day)、 DO_{sat} ：飽和DO濃度(mg/L)、 K_2 ：20℃における光合成によるDO生産率 (mg/個/day)、 θ_{DOP} ：光合成によるDO生産率に対する温度係数、 f_2 ：DO消費補正係数、 θ_{DOC} ：有機物質分解の温度係数、 K_{3N} ：有機体窒素物質によるDO消費率 (1/day)、 K_{3P} ：有機体リン物質によるDO消費率 (1/day)、 K_{3B} ：BOD物質によるDO消費率 (1/day)、 r ：底泥によるDO消費率 (g/m²/day)、 θ_{WDO} ：底泥によるDO消費率に対する温度係数、 K_1 ：再曝気係数、 A_l ：水表面積(m²)、 V_l ：表層の貯水容量(m³)、 D ：分子拡散係数 (m²/s)、 W ：風速(m/s)、 T ：水温(℃)、 k_{DO} ：DOに関する半飽和定数 (mg/L)を表し、パラメーターの決定方法については後述する一覧表に示す。

m) SS の内部変化項

$$\frac{\partial S(SS)}{\partial t} = Ksp \sum_{i=1}^3 \{ (G_{Pi} - D_{Pi}) P_i \} + r_s \frac{A_B}{V} \quad (51)$$

ここで、 Ksp ：SSとプランクトン数の比、 γ_s ：巻き上げ量 (g/m²/day)を表す。

n) 結氷下水質のモデリング

水質項目の算出にあたり、結氷条件を考慮するため、観測結果を反映させた。設定した条件は結氷時には巻き上げ負荷量=0g/s、DOの再曝気供給量=0g、単位面積あたりの底面への熱供給量=6.7×10⁻⁸K/m²/day(上部湖盆での下層水温の増加速度0.02K/dayより)とした。さらに、結氷中の無機栄養塩の溶出速度をI-P:1.2mg/m²/day、I-N:38.4mg/m²/dayとして設定した。ここで、結氷中の水温変化が小さいために、結氷中のみ溶出速度は一定とした。また、観測結果から確証は得られないが、結氷や結氷上の積雪により水中への風の影響や透過光が遮られると考えられる。そこで、結氷中には大気と氷の間の風速は考慮するが、氷と水塊の間の風速影響は無視する設定とした、さらに、結氷中は水中への透過光がないと仮定し、水塊への日射量=0J/m²/dayとなる条件を加えた。

o) 計算条件とパラメーター

・ 初期条件

水位：計算開始日時の観測結果

流速：水平方向、鉛直方向ともにゼロ

水質：定期水質データ（月 1 回）よりデータ間を一次補完して毎時データを作成し、計算開始日時のデータを用いた。このとき下部湖盆は KP0.4～KP5.5 を生振 3 線、KP5.0～KP11.2 を樽川合流前の値で均一とし、中部湖盆（KP11.2～17.2）は生振 8 線の値で均一、上部湖盆（KP17.2～KP20.0）は上部湖盆の値で均一として設定した。

・ 境界条件（毎正時データ）

志美運河水位・流量：水位は観測値を用いた。流量は石狩河口観測水位、茨戸観測水位の水位差から流量を算出して設定した。

・ 入力条件（毎正時データ）

気象：気温、湿度、風向風速、日射量、日照時間

石狩アメダスおよび札幌管区气象台より取得した。

流量：創成川、伏古川、発寒川、導水、残留域

創成川：創成取水樋門管理日報データ、創成処理所放流量日報データ

伏古川：伏古処理場放流量日報データ

発寒川：創成処理場アメニティ放流量日報データ

導水：観測値または作成値

残留域：既往文献を踏襲し、晴天時、雨天時を各々設定

ここで、処理場放流量の入手データは日総量であり、時刻データは 24 時間均一として作成した。

水質：創成川、伏古川、発寒川、導水、残留域

創成川：豊平川東橋データ（公共用水域）を一次補完で作成、創成処理所放流水質データを一次補完で作成

伏古川：伏古処理場放流量水質データを一次補完で作成

発寒川：創成処理場アメニティ放流量水質データを一次補完で作成

導水：創成ルートは豊平川東橋データ（公共用水域）を一次補完で作成、石狩ルートは石狩大橋データ（公共用水域）を一次補完で作成

残留域：既往文献を踏襲し、晴天時、雨天時を各々設定

・ その他入力条件

河道情報：2006 年の横断測量結果（200m ピッチで KP0.4～19.8 および作工物、入手先は北海道開発局）より 500m ピッチのデータを作成した。対応断面がない場合について、KP0.0 については KP0.4 と同一、KP20.0 については KP19.8 と同一とした。また、その他の横断形状は上下流の平均として作成した（例えば KP2.5 に相当する断面形状は KP2.4 と KP2.6 から求めた）。

表 3-1-2 に入力条件の入手先とデータ形式をまとめる。

表 3-1-2 入力データ諸元

	データ	入手元	対象地点	入手形式
気象	気象	気象庁	札幌	毎正時
創成川	流量	開発局	創成樋門	毎正時
	水質	環境省	東橋	毎月
伏古川	流量	札幌市	伏古処理場	毎日
	水質	札幌市	伏古処理場	毎月
発寒川	流量	札幌市	創成処理場	毎日
	水質	札幌市	創成処理場	毎月
志美運河	水位・流量	開発局	志美運河	毎正時
	水質	開発局	石狩大橋	毎月
下水処理場	放流量	札幌市	各処理場	毎日
	水質	札幌市	各処理場	毎月
石狩導水	流量	開発局	導水樋門	毎正時
	水質	開発局	石狩大橋	毎月

基礎式内のパラメーターの設定根拠や引用を表 3-1-3、表 3-1-4 にまとめる。

表 3-1-3 パラメーター一覧(1)

項目	内容	記号	単位	設定値	引用
連続式	流下方向の座標	x	m		
	鉛直方向の座標	z	m		
	流下方向の流速	u	m/s		
	鉛直方向の流速	v	m/s		
運動量保存則	基準密度	ρ_0	kg/m ³	1000	理科年表
	水圧	P	kg/m/s ²		
	流下方向の運動量拡散係数	D_{mx}	m ² /s		9)
	鉛直方向の運動量拡散係数	D_{my}	m ² /s		10)
	流水密度	ρ	kg/m ³		
	重力加速度	g	m/s ²	9.8	理科年表
水の密度 ρ	水深 y での水の密度	$\rho(y)$	g/cm ³		3)
	水深 y の水温 $T(y)$ の水の密度	$\rho_T(y)$	g/cm ³		3)
	水深 y の水の濁質濃度	$C(y)$	g/cm ³		3)
水温収支式	水温	T	°C		
	気温	T_a	K		
	水面への熱フラックス	ϕ	°Cm ³ /day		
	日射量	$S \downarrow$	W/m ²		観測
	下向き長波放射量	$L \downarrow$	W/m ²		
	水面積	A	m ²		
	水の比熱	C_w	J/deg/kg	4180	理科年表
	水面アルベド	α		0.06	0.02-0.1 (水面)
	射出率	ϵ		1.00	0-1 (黒体度)
	Stefan-Boltzmann係数	σ	W/m ² /K ⁴	5.67×10^{-8}	理科年表
	顕熱	H	W/m ²		
	潜熱	$I E$	W/m ²		
	有効水蒸気量	u_i^*	kg/m ²		
	水蒸気圧	e_a	hPa		
	飽和水蒸気圧	e_{sat}	hPa		
	相対湿度	RH	%		観測
	日照率	D			
	日照時間	N	h		観測
	可照時間	N_0	h		観測
	雲量の関数	C			
	空気の定圧比熱	C_p	J/kg/K	1004	1 atm
	空気密度	ρ_a	kg/m ³		
	風速	u_w	m/s		観測
	大気圧	P	hPa	1013.25	標準気圧
	バルク係数	C_H		$1.1 \sim 1.2 \times 10^3$	$1\text{m/sec} < u_{10} \leq 5\text{m/sec}$
	バルク係数	C_H		$1.2 \sim 1.3 \times 10^3$	$5\text{m/sec} < u_{10} \leq 30\text{m/sec}$
	蒸発潜熱	l	J/kg		
	蒸発効率	β		1.0	水面のため
SS収支式	懸濁粒子の平均沈降速度	v_0	m/day	0.03	21)
	流下方向の濁質拡散係数	D_{cx}	m ² /s		D_{mx}
	鉛直方向の濁質拡散係数	D_{cy}	m ² /s		D_{my}
	土粒子の密度	ρ_s	kg/m ³	2.65×10^3	理科年表
	水の密度	ρ_w	kg/m ³		
	代表粒径	d	μm	20	21)
	動粘性係数	ν	cm ² /s		
	河床面積	B			
	粒径 d の粒子が河床に存在する	pi		0.5	
	SSとプランクトン数の比	K_{sp}	μg/個	0.003	実測値
	巻上げ量	γ_s	g/m ² /day	52800	21)

表 3-1-4 パラメーター一覧(2)

項目	内容	記号	単位	設定値	引用	
植物プランクトン	鉛直方向の拡散係数	A_x	m ² /s		D_{mx}	
	水平方向の拡散係数	A_y	m ² /s		D_{my}	
	標高yにおける日射量	I_y	cal/cm ² /day		2)	
	水表面の日射量	I_0	cal/cm ² /day		観測	
	水表面標高	y_s	m			
	日射量の減衰定数	η			2)	
	消滅率の温度係数	θ_{PP}		1.04	20)	
	分解、無機化補正係数	f_l			21)	
	底泥からの溶出補正係数	f_3			21)	
	容量	V	m ³			
	珪藻	最大増殖率	$\mu_{(k)}$	1/day	0.85	フィッティング
		最適温度	$T_{s(k)}$	℃	15	フィッティング
		最適日射量	$I_{s(k)}$	cal/cm ² /day	300	22), 湖沼工学 (300-350)
		消滅率	$R_{PP(k)}$	1/day	0.13	フィッティング
		リンミカエリス定数	$K_{IP(k)}$	g/m ³	0.002	22), 湖沼工学 (0.002-0.2)
	藍藻	窒素ミカエリス定数	$K_{IN(k)}$	g/m ³	0.25	20)
		最大増殖率	$\mu_{(r)}$	1/day	0.7	フィッティング
		最適温度	$T_{s(r)}$	℃	25	フィッティング
		最適日射量	$I_{s(r)}$	cal/cm ² /day	320	22), 湖沼工学 (300-350)
		消滅率	$R_{PP(r)}$	1/day	0.13	フィッティング
	緑藻	リンミカエリス定数	$K_{IP(r)}$	g/m ³	0.006	22), 湖沼工学 (0.002-0.2)
		窒素ミカエリス定数	$K_{IN(r)}$	g/m ³	0.25	20)
		最大増殖率	$\mu_{(g)}$	1/day	0.64	フィッティング
		最適温度	$T_{s(g)}$	℃	20	フィッティング
		最適日射量	$I_{s(g)}$	cal/cm ² /day	320	22), 湖沼工学 (300-350)
		消滅率	$R_{PP(g)}$	1/day	0.13	フィッティング
		リンミカエリス定数	$K_{IP(g)}$	g/m ³	0.004	22), 湖沼工学 (0.002-0.2)
		窒素ミカエリス定数	$K_{IN(g)}$	g/m ³	0.25	20)
Chl-a	Chl-aと植物プランクトンの比		μg/個	0.0016	実測値	
リン	植物プランクトンとPの比	β_P	mg-P/個	0.00085	実測値	
	0-PからI-Pへの分解率	R_P	1/day	0.012	20)	
	0-PからI-Pへの分解率の温度係数	θ_P	-	1.04	20)	
	溶出速度(無機態)	R_{WP}	mg/m ² /day	0.02	21)	
	溶出速度(有機体)	R_{WP}	mg/m ² /day	0.03	21)	
	溶出速度の温度係数	θ_{WP}	-	1.05	20)	
	無機態リンの沈降速度	v_{IP}	m/day	0.5	21)	
	全リンの沈降速度	v_{OP}	m/day	0.2	21)	
	巻上げ量	γ_P	mg/m ² /day	120	21)	
	巻上げ物質中の無機態率	ε_P	-	0.14	21)	
窒素	植物プランクトンとNの比	β_N	mg-N/個	0.0081	実測値	
	0-NからI-Nへの分解率	R_N	1/day	0.041	20)	
	〃 分解率の温度係数	θ_N	-	1.04	20)	
	溶出速度(無機態)	R_{WN}	mg/m ² /day	0.05	21)	
	溶出速度(有機体)	R_{WN}	mg/m ² /day	0.1	21)	
	溶出速度の温度係数	θ_{WN}	-	1.05	20)	
	無機態窒素の沈降速度	v_{IN}	m/day	0.01	21)	
	全窒素の沈降速度	v_{ON}	m/day	0.29	21)	
	巻上げ量	γ_N	mg/m ² /day	480	21)	
巻上げ物質中の無機態率	ε_N	-	0	21)		
BOD	BOD分解率に対する温度係数	θ_B		1.04	21)	
	BODの分解率	R_{DB}	1/day	0.02	21)	
	BOD底泥からの溶出率	R_{WB}	g/m ² /day	0.8	21)	
	BODの底泥からの溶出率に対する温度係数	θ_{WB}		1.05	21)	
	植物プランクトン中のBOD物質比	K_{PPB}	μg/個	0.03	21)	
	BOD巻上げ量	γ_{BOD}	g/m ² /s	0.03	21)	
	BODの沈降速度	v_{BOD}		0.6	21)	
DO	再曝気係数	K_l	1/day		20)	
	飽和DO濃度	DO_{sat}	mg/L		20)	
	DO消費補正係数	f_2			20)	
	分子拡散係数	D	m ² /s	1.61×10 ⁻⁸	理科年表	
	風速	W	m/s		観測	
	DOに関する半飽和定数	k_{DO}	mg/L	2.0	フィッティング	

3-2. 再現計算

出力されるデータは各ブロックにおける毎時の各水質濃度、流量、水位となる。
 茨戸川を水平方向 52、鉛直方向 30 ブロックに分割し、支川や流入点などを対応するブロックに適合させ、図 3-2-1 に示すような平面模式図にしたがって茨戸川を再現した。ここで、任意のブロックに水量や水質濃度を加えられる仕様とし、複数個所の個別の導水を考慮できるようにした。

2000 年 7 月 1 日から 2010 年 12 月 31 日までの入力条件を作成し、再現計算を行った。

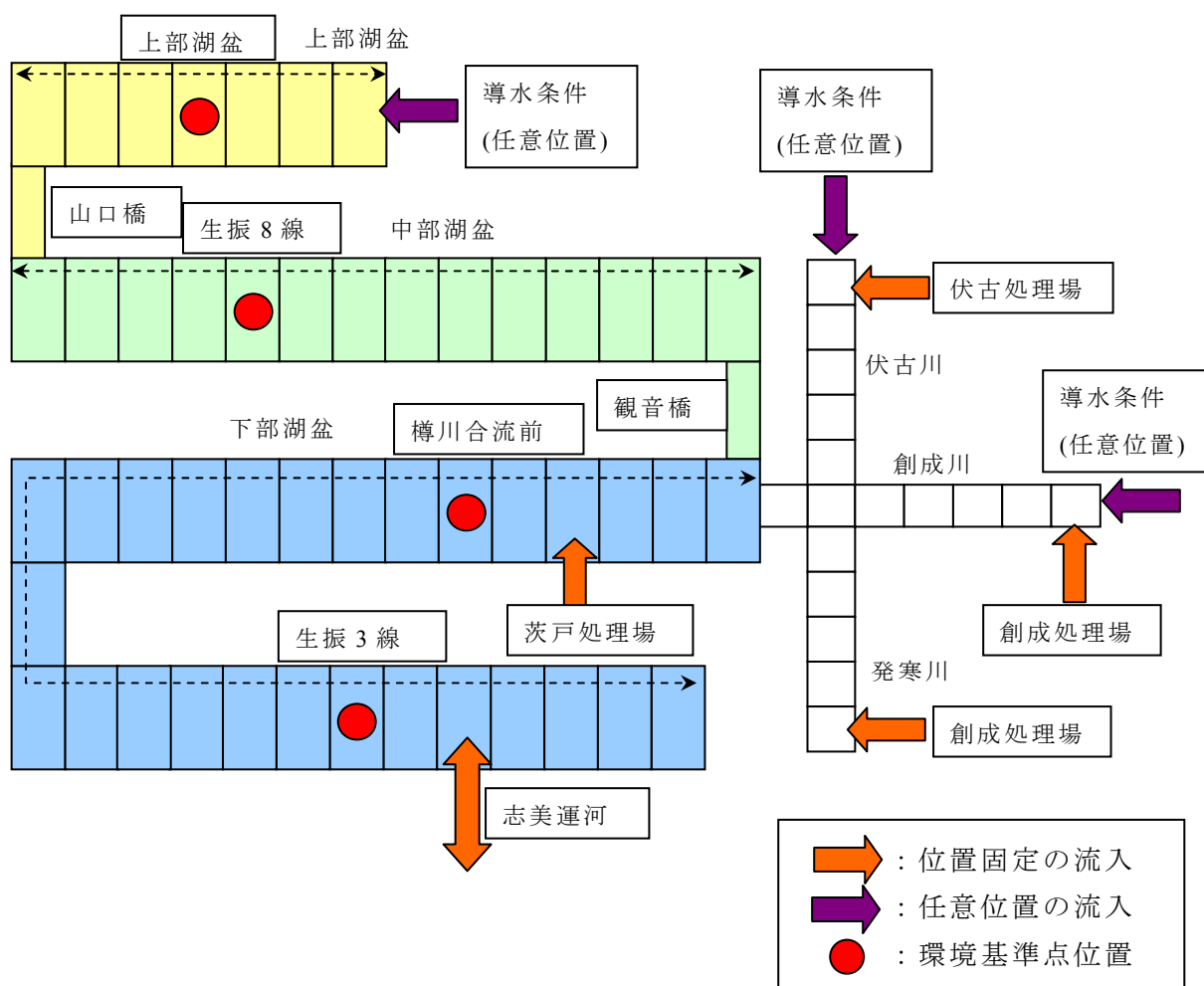


図 3-2-1 流域再現模式図

3-2-1. 流況再現

茨戸川で流量観測が行われるのは観音橋や山口橋など狭窄部に限られる。さらに、志美運河を含めて、全地点で連続的な水位・流量観測は、毎年実施されているとは限らない。そのため、構築したモデルの流況再現性を確認するために 2002 年 6 月 5 日～2002 年 7 月 3 日の観測結果と再現計算結果を比較した。

図 3-2-2 に山口橋における水位、流速、流量の比較を示す。いずれの項目もほぼ観測値と一致していた。

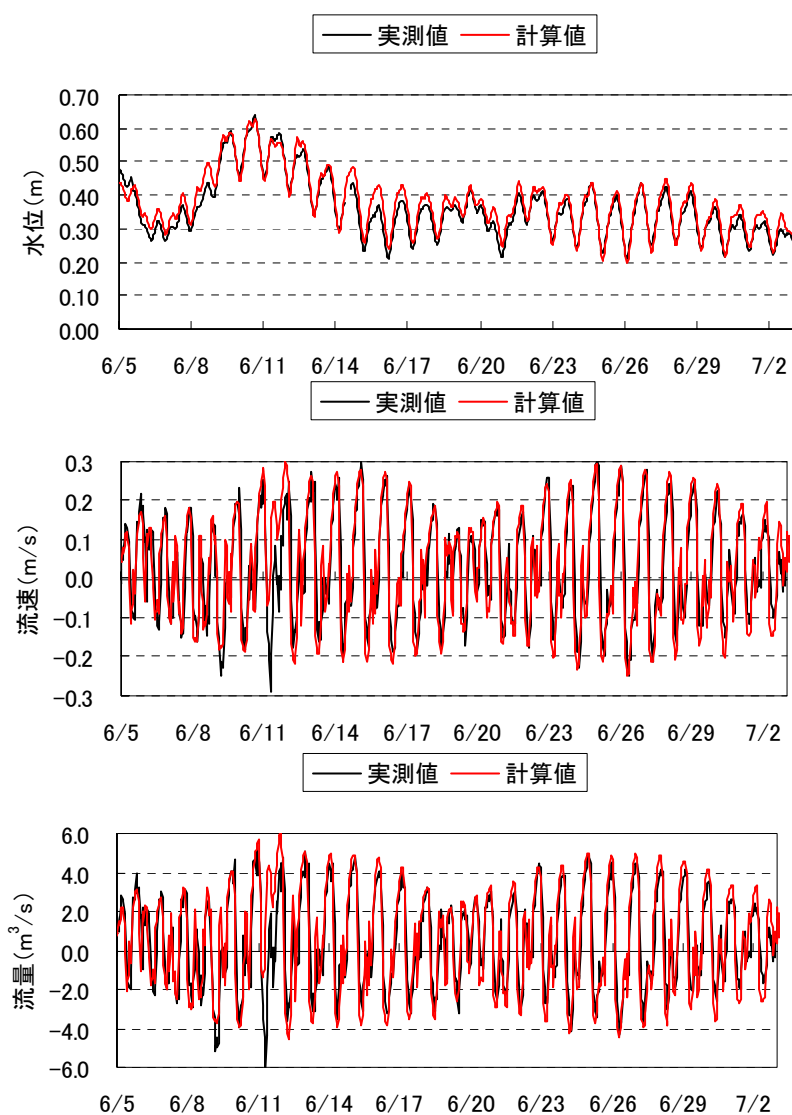


図 3-2-2 山口橋における流況再現性

図 3-2-3 に観音橋における水位、流速、流量の比較を示す。いずれの項目もほぼ観測値と一致していた。

志美運河は境界条件として入力データであることから、構築したモデルは茨戸川の水利状況を再現できていることが確認された。

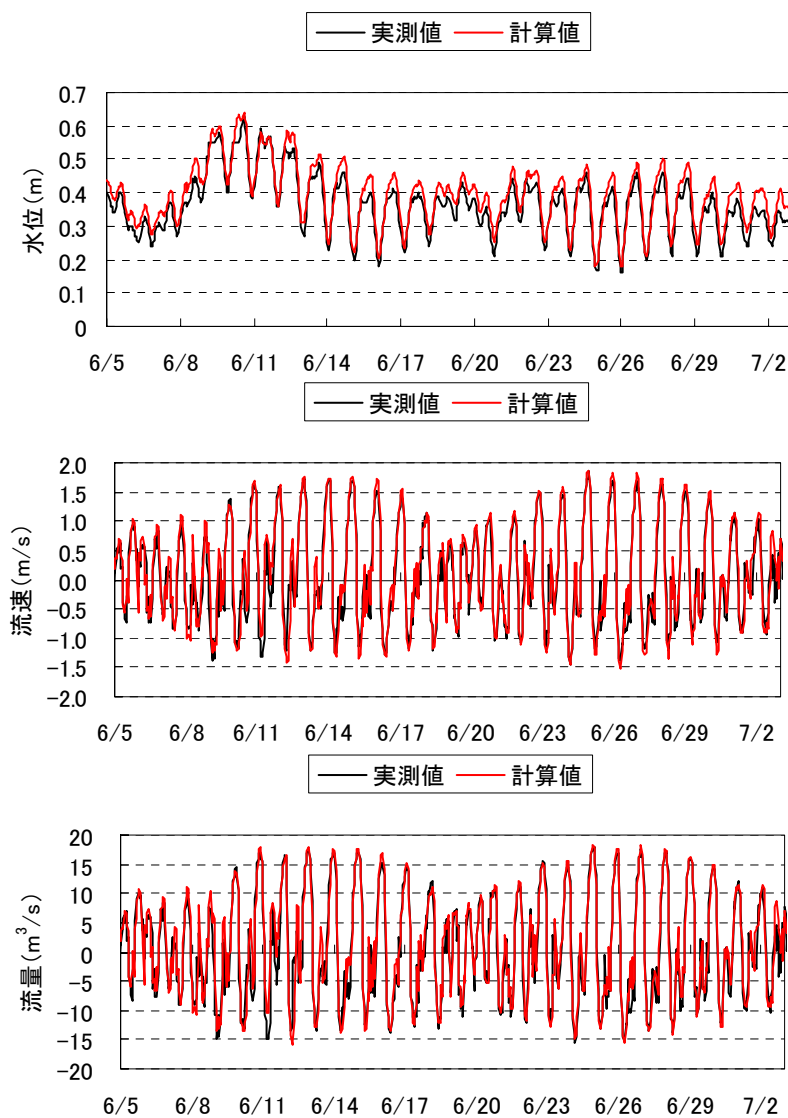


図 3-2-3 観音橋における流況再現性

3-2-2. 水質再現

a) 時系列の再現性

環境基準 4 地点（上部湖盆、生振 8 線、樽川合流前、生振 3 線）における時系列の再現状況を確認した。定期水質調査が行われている水深 1.2m に合致するブロックでの水温、DO、SS、BOD、T-N、T-P、I-N、I-P、Chl-a、植物プランクトン数の観測値との比較を図 3-2-4～図 3-2-13 に示す。なお、観測値における I-N はアンモニウム態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素の合算値、I-P はオルトリン酸態リンを表している。

いずれの水質項目も全ての地点でおおよそ再現されていた。特に結氷期も再現されており、連続的な越冬状況が再現されている。これにより寒冷地水質においても連続的な複数年の予測が可能となった。

詳細をみると、やや再現精度が劣化している部分もみられる。これらは入力データにおいて日データや月データから時刻データを作成していることに由来すると考えられる。しかし、長期的にみると季節的な挙動やピークの値、トレンドなど茨戸川の水質をほぼ再現できている。実際の水域での水質では多様な生物による影響もあり、完全な再現を目指すことは難しい。これらからピーク値やトレンドを再現できていれば、時系列としては十分な精度を有しているといえ、本モデルは茨戸川の水質を十分に把握できることを確認した。

また、水温の結果から夏期と冬期の変化が正確に算出され、入力した気象条件が的確に反映されていることが示される。さらに、T-N をみると樽川合流前や生振 3 線などは濃度が高く、上流に向かい濃度が低くなるなど空間的な水質特性および流入などの入力条件の影響も反映されている。また、プランクトン数は上部湖盆で最も高く、下流ほど低くなる状況も再現され、滞留時間など流況も反映された計算結果であることがわかる。このように地点毎の変化が再現されおり、縦断的にも十分な精度を有していること、入力条件に応じた算出がなされていることが示された。

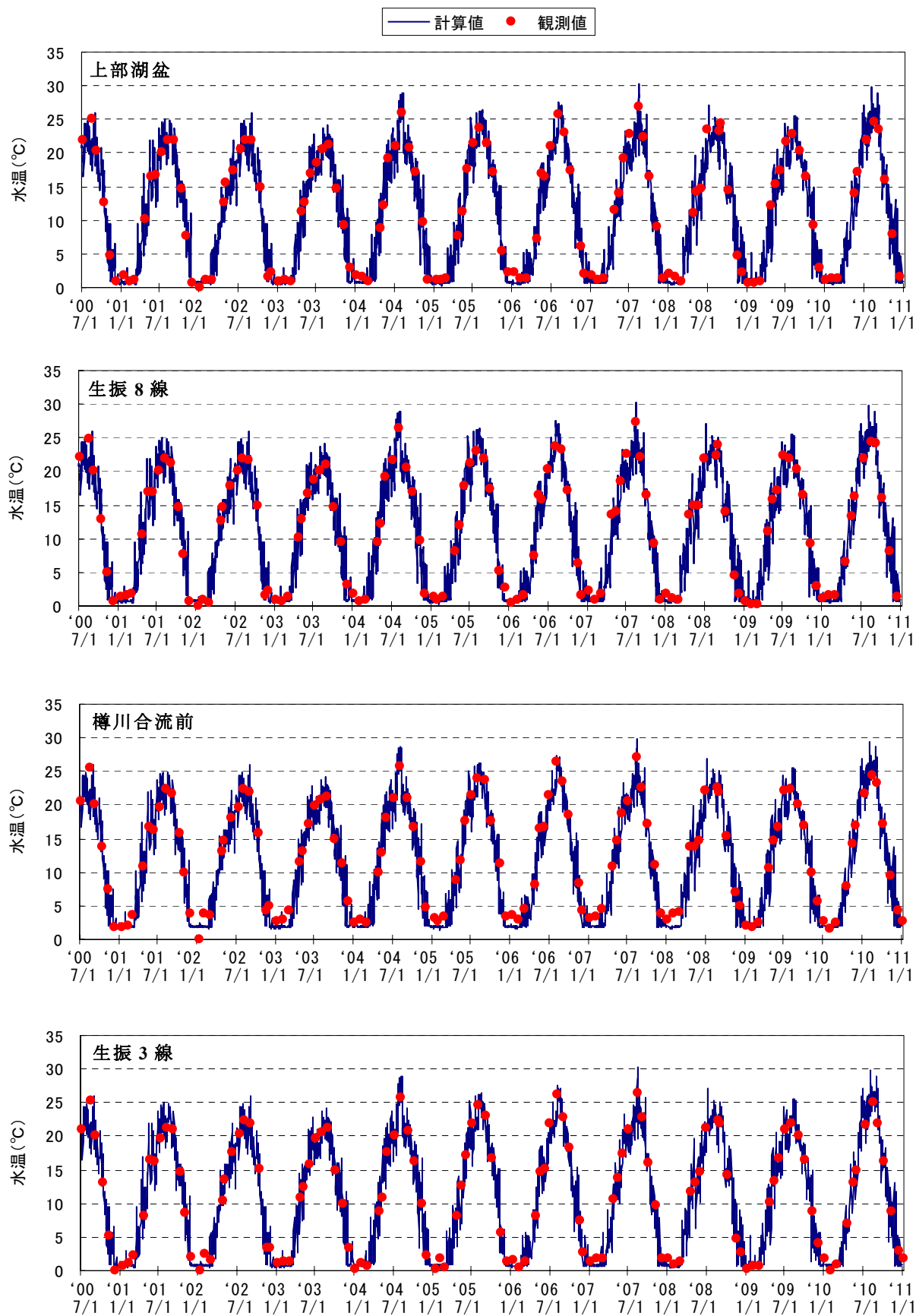


図 3-2-4 水温の再現状況

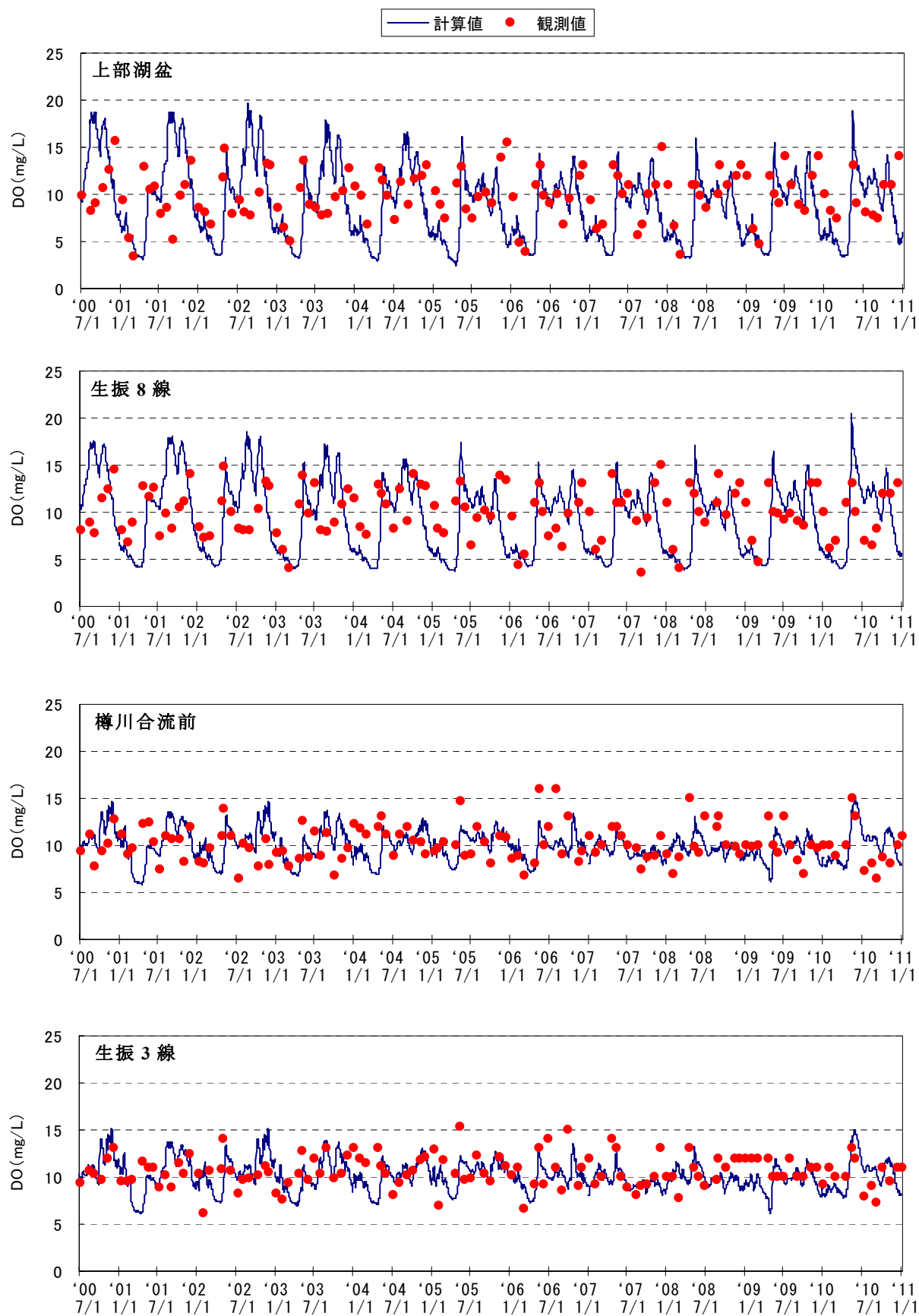


図 3-2-5 DO の再現状況

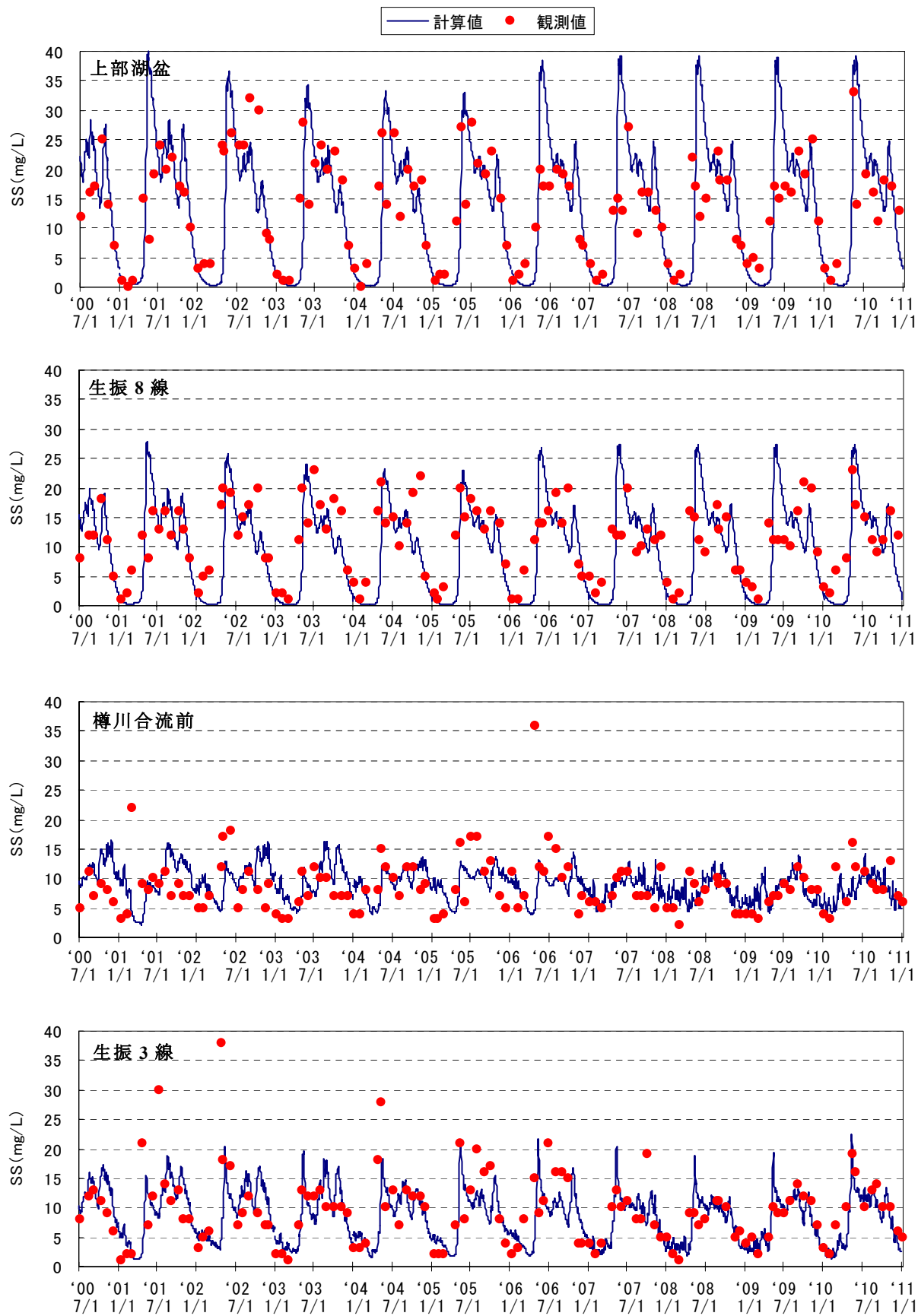


図 3-2-6 SS の再現状況

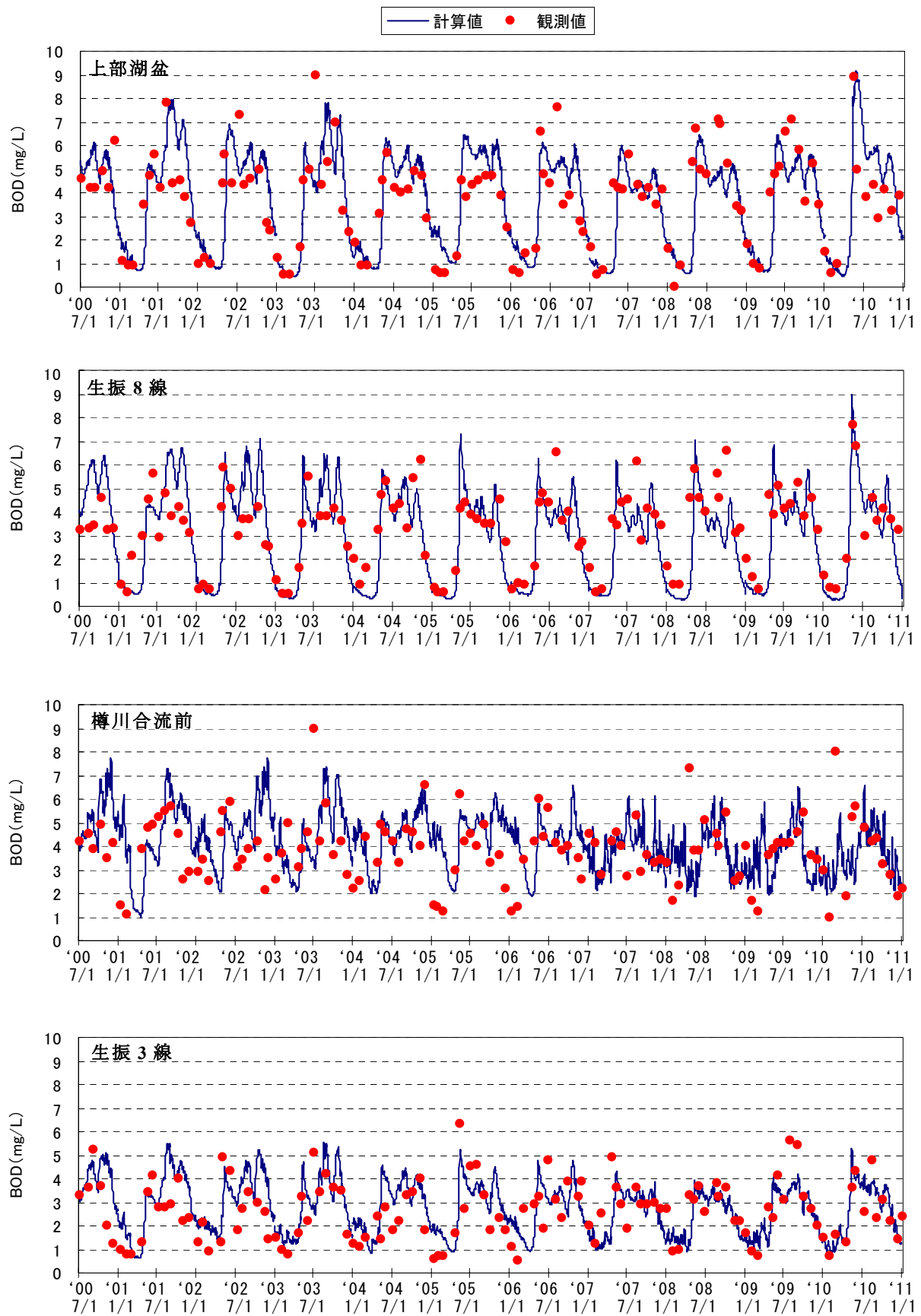


図 3-2-7 BOD の再現状況

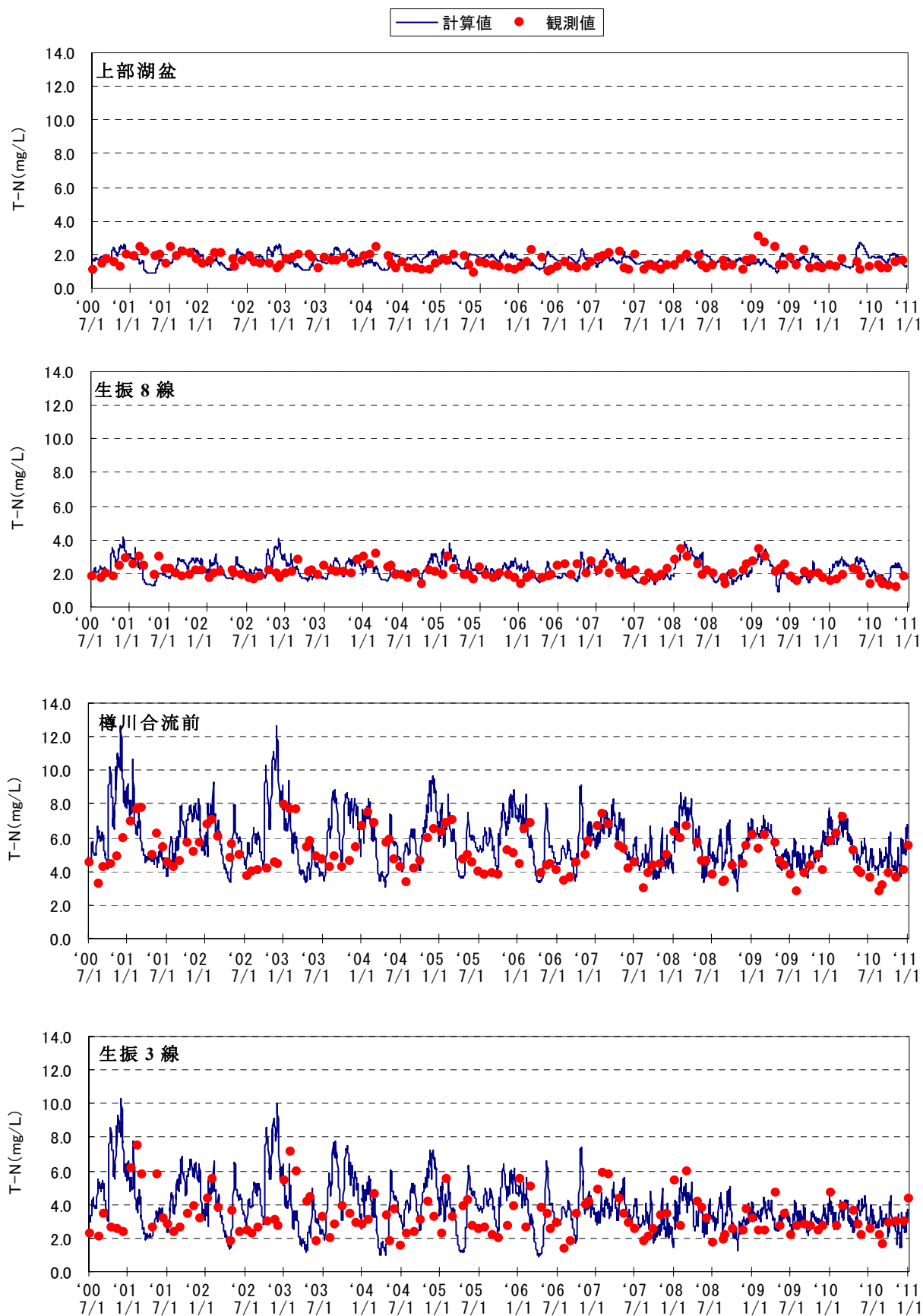


図 3-2-8 T-N の再現状況

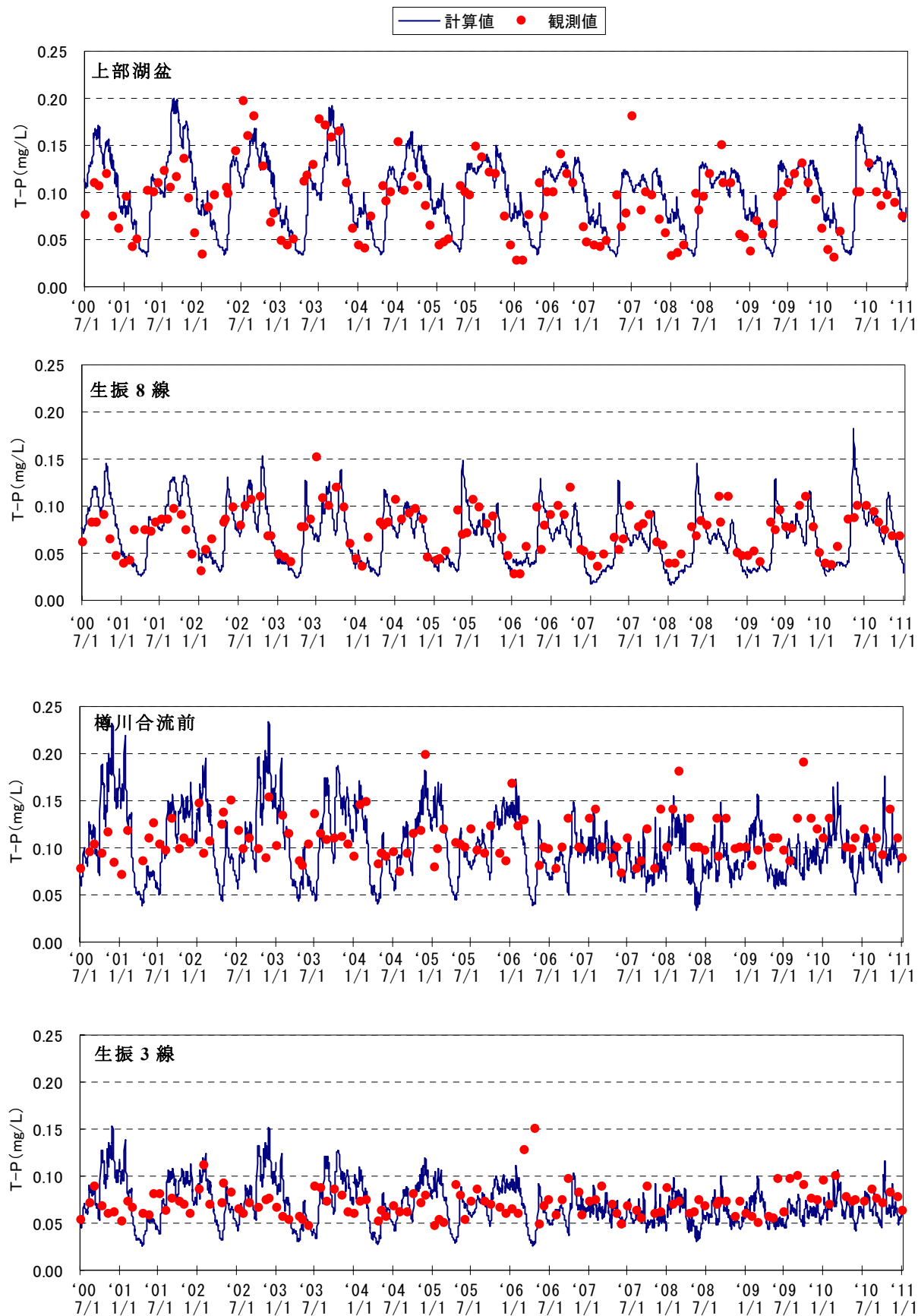


図 3-2-9 T-P の再現状況

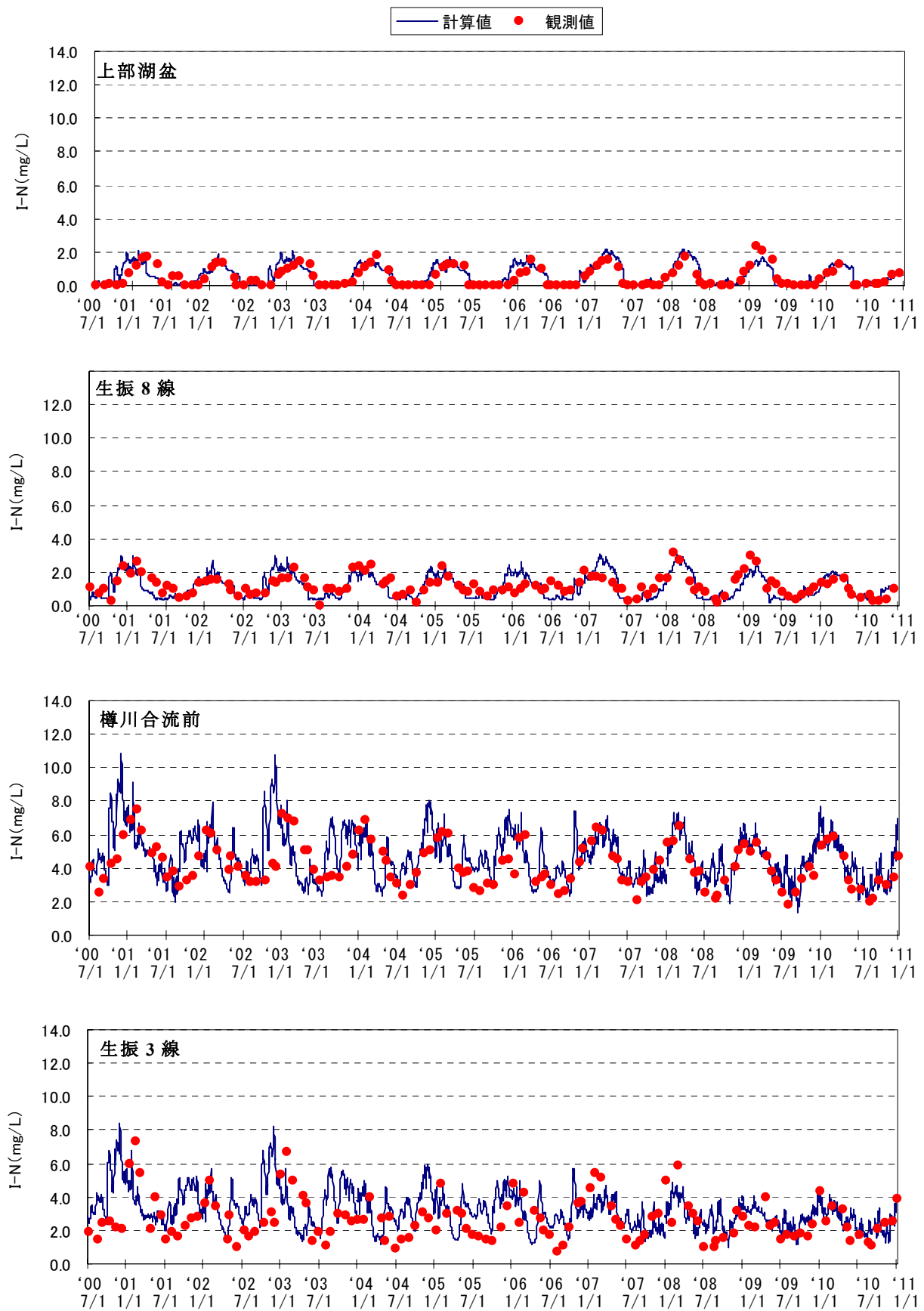


図 3-2-10 I-N の再現状況

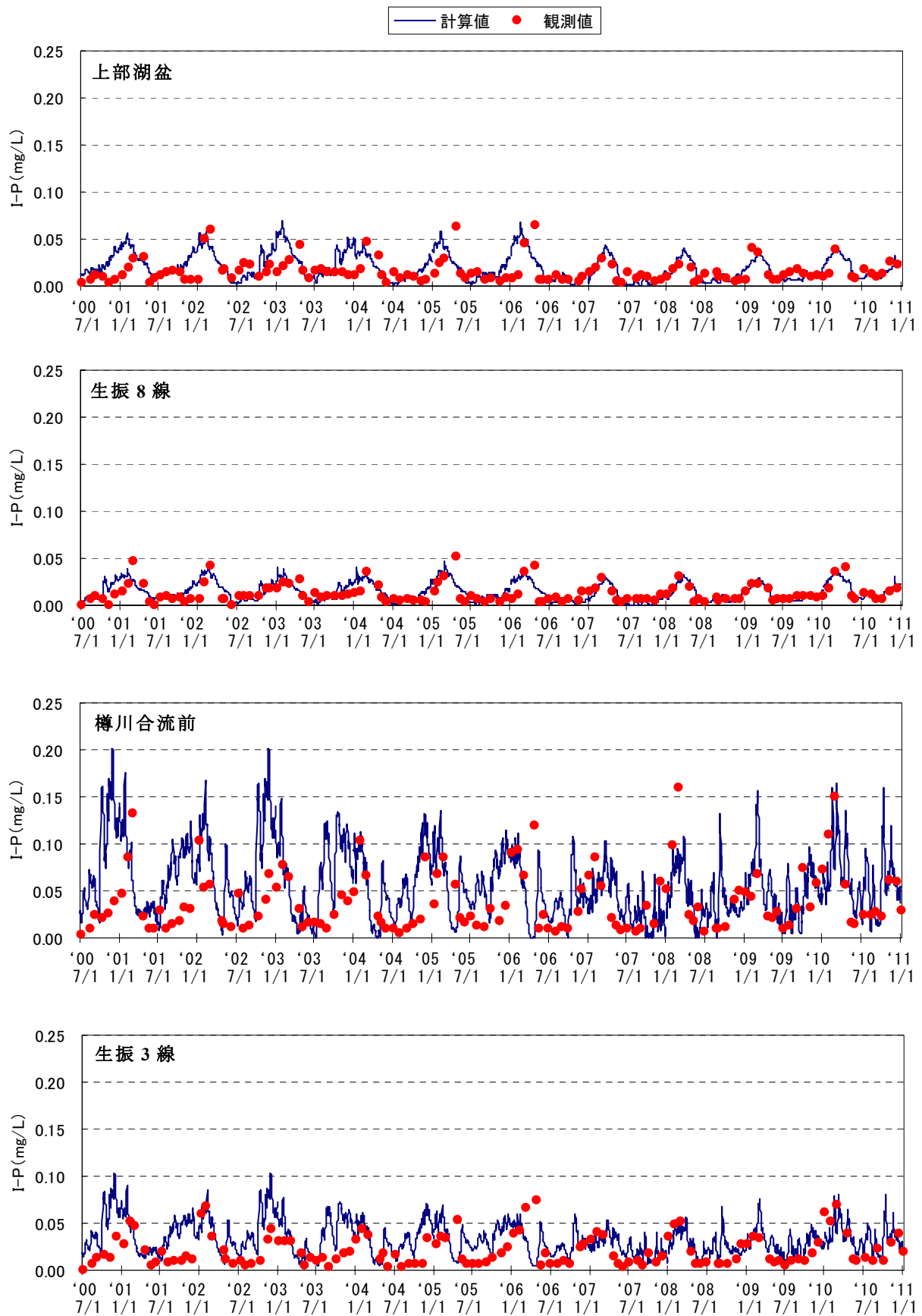


図 3-2-11 I-P の再現状況

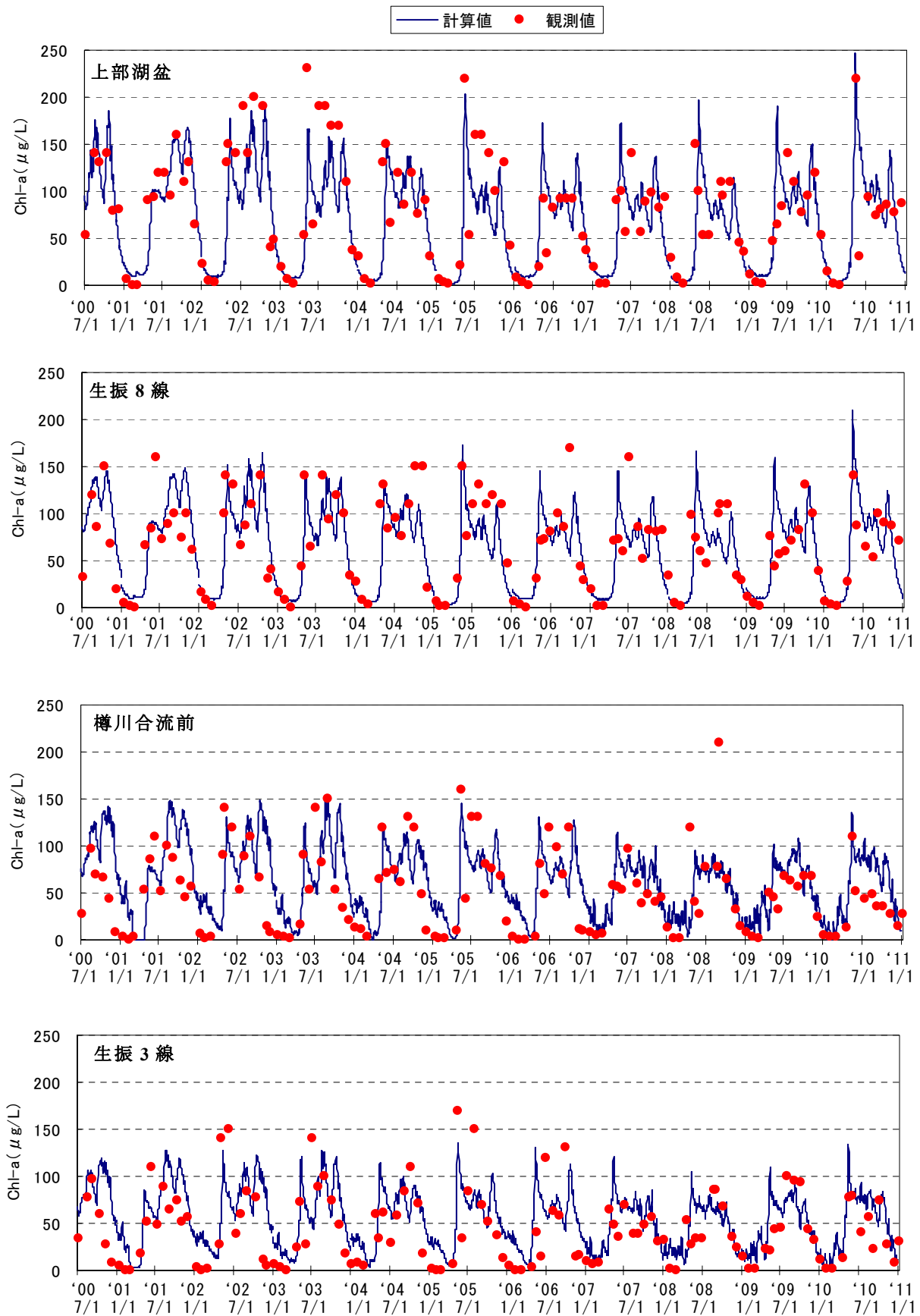


図 3-2-12 Chl-a の再現状況

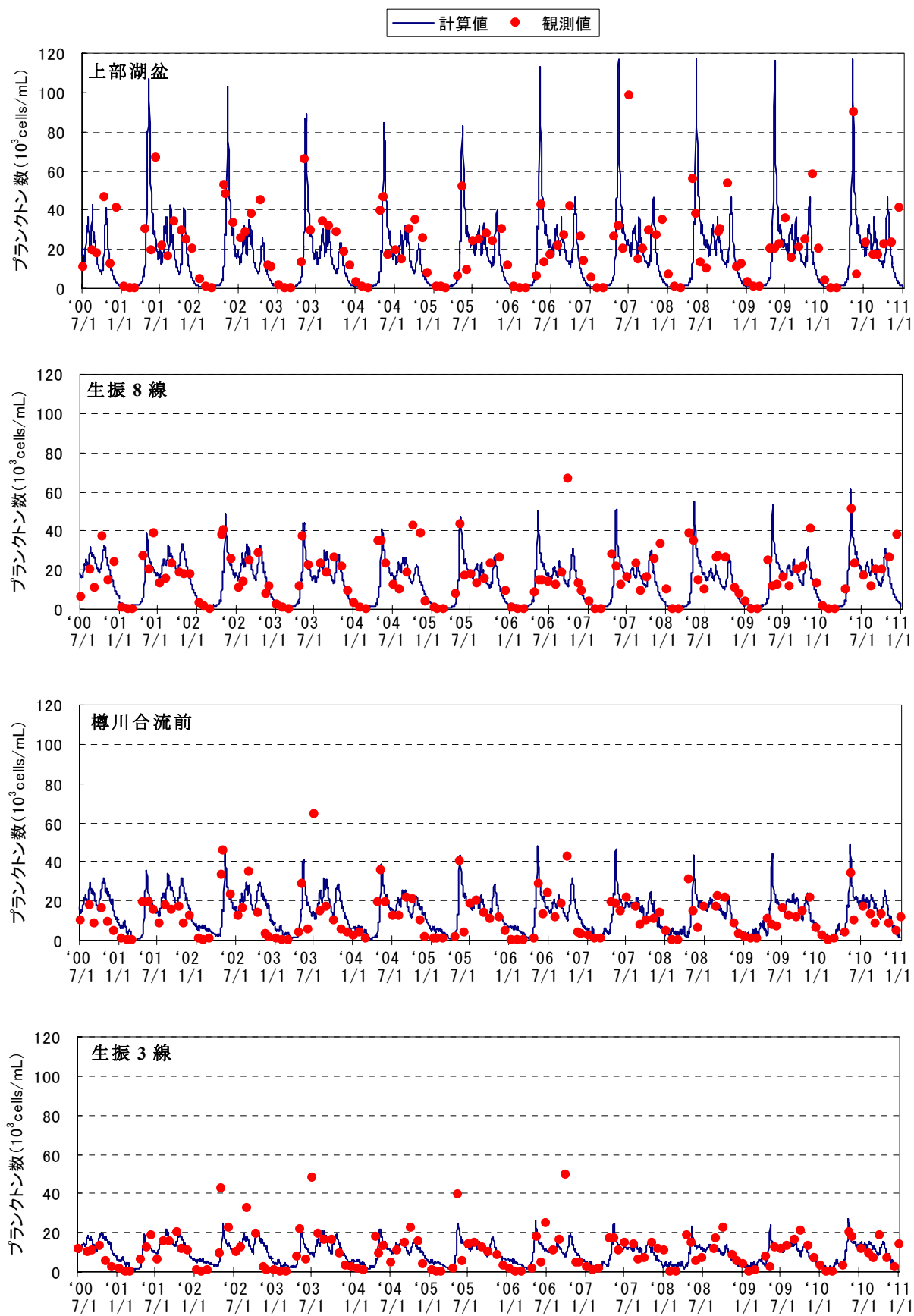


図 3-2-13 プランクトン数の再現状況

b) 鉛直分布の再現性

水質鉛直分布の再現性を確認する。茨戸川における鉛直的な水質については、2005 年夏期に上部湖盆と生振 8 線において行われた調査と、2009 年冬期に上部湖盆において調査が行われている。

まず、夏期の鉛直再現の確認は上部湖盆と生振 8 線について 2005 年 8 月 15 日の水温、SS、DO、BOD、Chl-a、T-P、I-P、T-N、I-N の観測値との比較を行った。図 3-2-14 に上部湖盆における水質の比較、図 3-2-15 に生振 8 線における水質の比較を示す。

両地点共にいずれの項目もおおよその分布を再現できていることが確認された。特に計算上は水深 2.5m～3m に DO の変化点が算出され、DO 変化に起因する無機栄養塩の分布の変化も産出されており、観測値の傾向とよく一致していた。

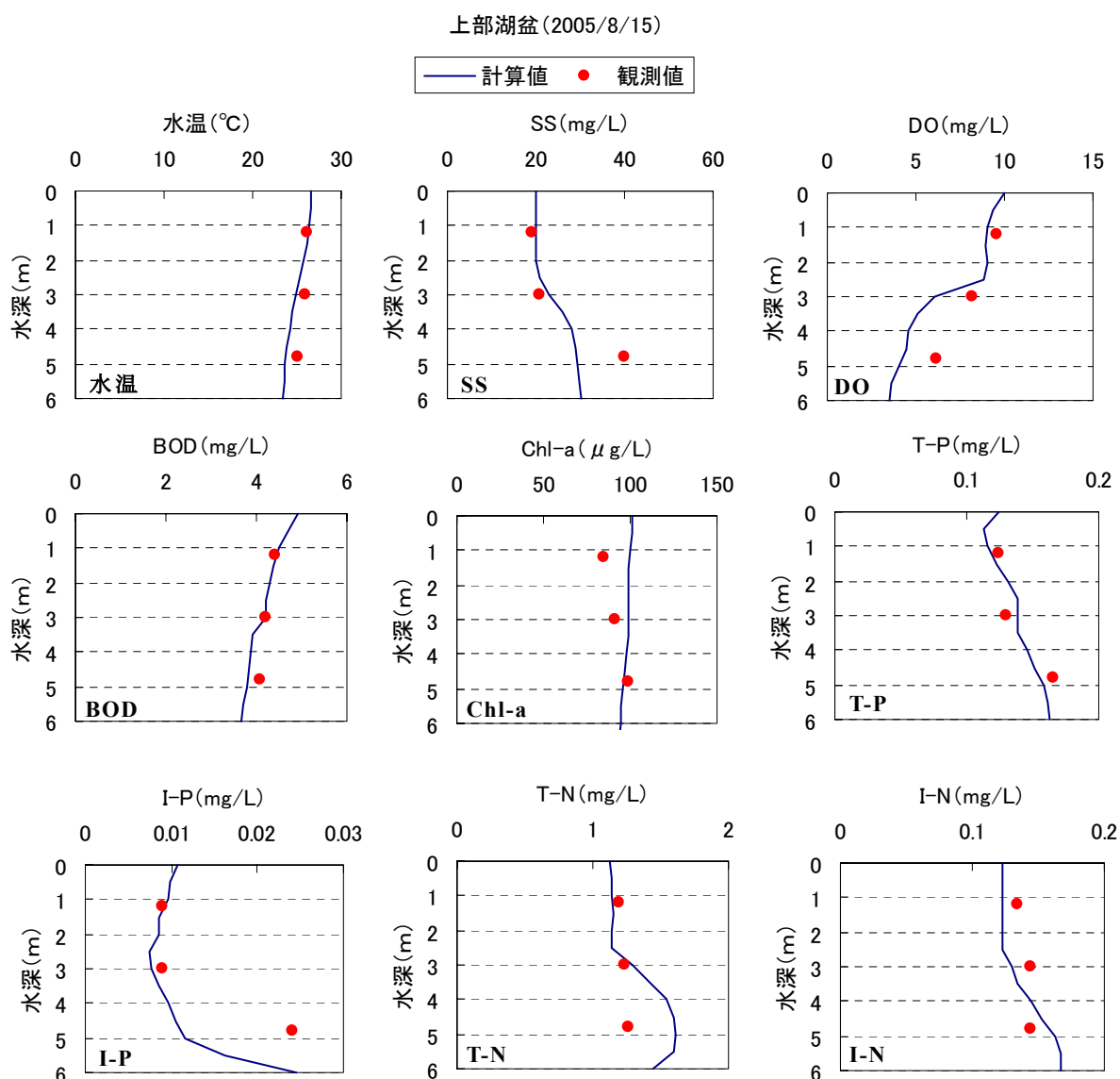


図 3-2-14 2005/8/15 日の上部湖盆における鉛直水質再現性

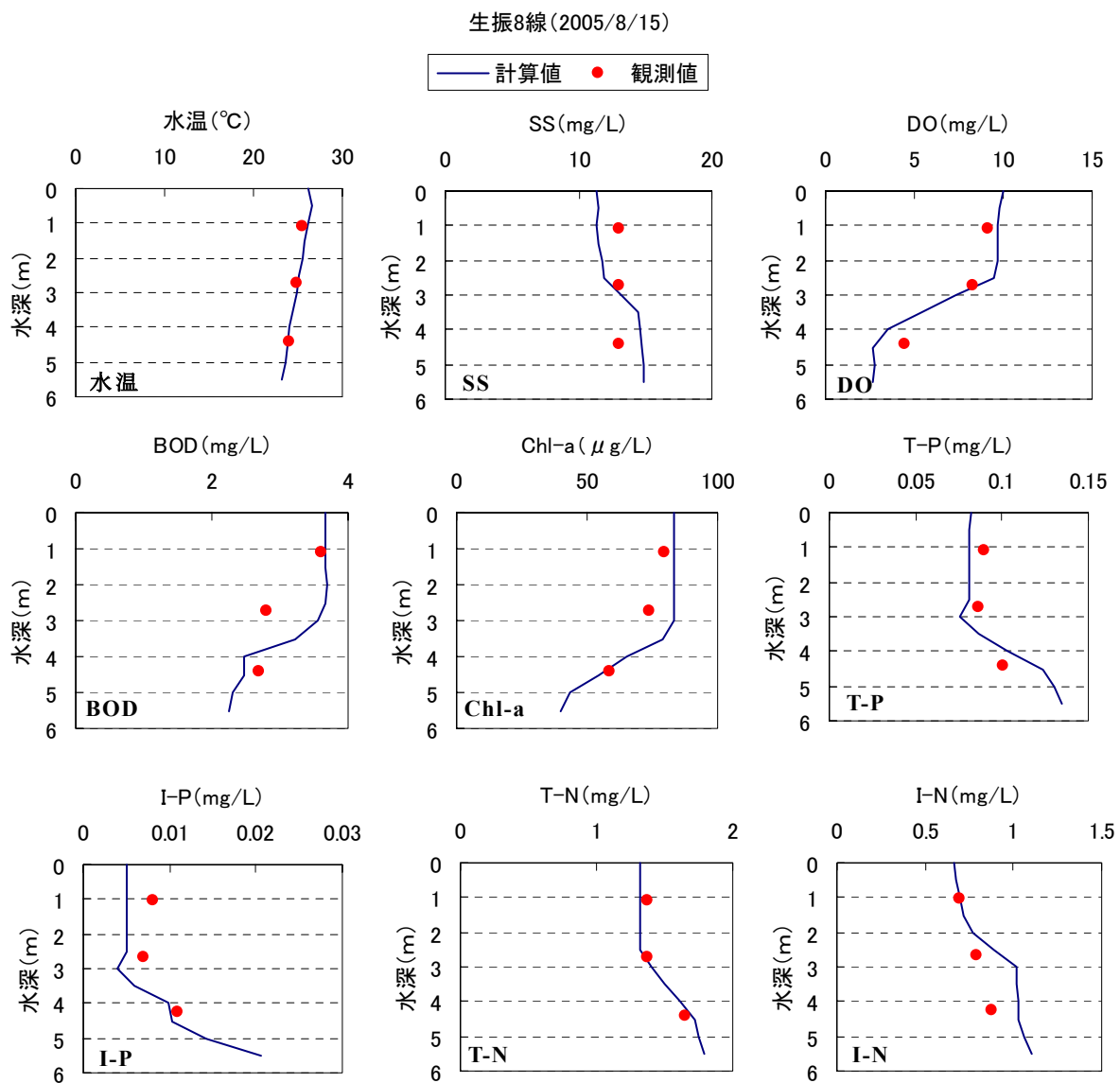


図 3-2-15 2005/8/15 日の生振 8 線における鉛直水質再現性

次に冬期の水質鉛直分布の再現性を確認する。上部湖盆において行われた、冬期調査結果から 2010 年 2 月 15 日の水温、SS、DO、BOD、T-P、I-P、T-N、I-N の観測値との比較を行った。ここで、冬期の Chl-a の観測値はほぼゼロとなるために計算値との比較は行わなかった。また、水温と DO については現地で 0.5m 間隔の機器観測（図 2-5-4 参照）を行っており、この観測値と計算値の比較を行った。

図 3-2-16 に比較図を示す。ここで、計算値においては 0~0.5m は氷と判定されており、水質濃度はゼロと算出されている。この点を考慮しても、いずれの項目も鉛直分布はおおよそ再現されていることが確認された。

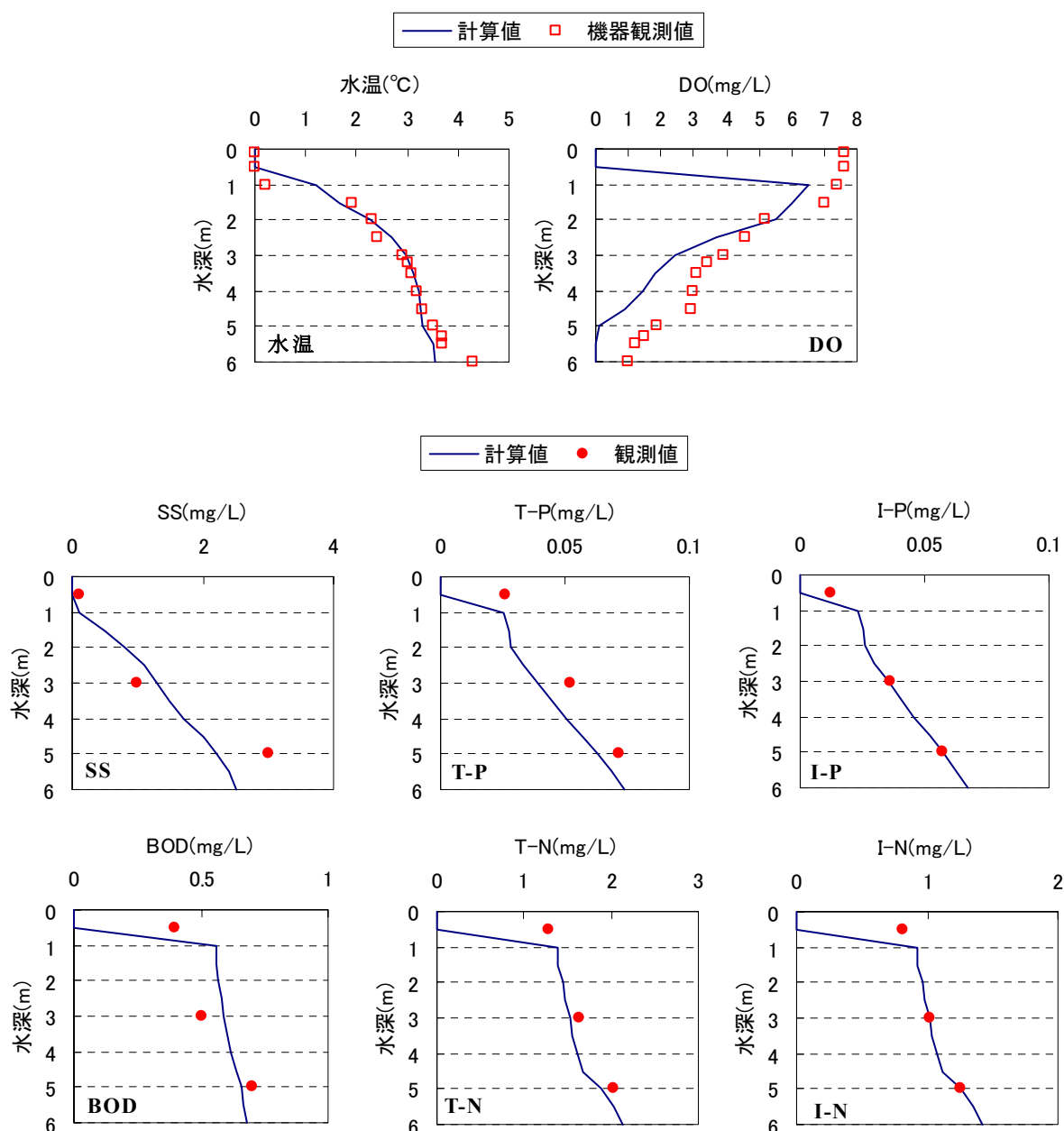


図 3-2-16 2010/2/15 日の上部湖盆における鉛直水質再現性

c) 結氷下における下層での時系列水質の再現

上部湖盆においては 2009 年冬期に結氷下の水質について機器観測や採水分析を行っている。これらの結果を用いて底泥近傍の再現性を確認した。

下層(水深 5m)では、水温と DO について 2009 年 10 月 10 日～2010 年 2 月 20 日まで連続自記観測を行った(図 2-5-3 参照)。この結果と水質予測モデルの再現性を確認した。図 3-2-17 より下層における水温、DO とともに、おおよそ再現できている。水温は 12 月 16 日以降の計算結果は観測値に比べて、およそ 2℃ほど低く算出された。DO は大まかな傾向は一致していたが、無酸素となる日は観測では 1 月 30 日であったが、計算上は 2 月 7 日となり約 1 週間程ずれる結果となった。しかし、水温、DO とともに大まかな傾向や値としては十分な精度を有しているといえる。

次に、結氷下の水質変化が顕著な SS、I-P、I-N について水質分析結果との比較を行い、図 3-2-18 に比較図を示す。下層での SS、I-P、I-N は、いずれもおおよそ傾向は一致していた。SS は、結氷期には沈降によって一様に減少する条件となっており、観測結果とほぼ一致する。さらに、I-P、I-N は 12 月 16 日より上昇傾向を示していた。これは計算上、12 月 16 日には最下層メッシュでは無酸素となっており、溶出量が増加したこと由来し、観測結果とよく一致している。以上のことから下層においても、ほぼ現状水質を再現できたといえる。

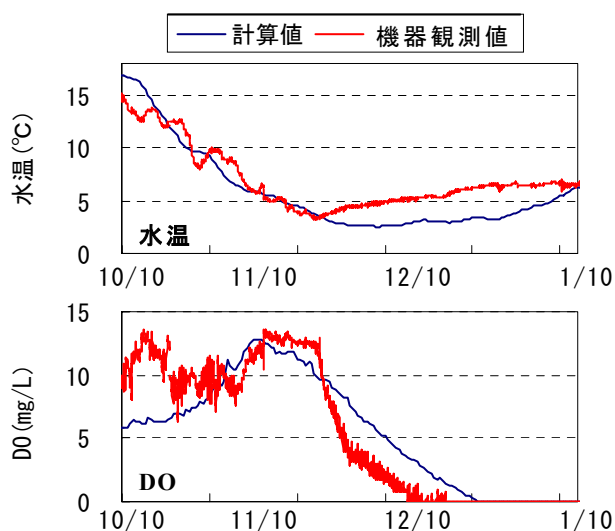


図 3-2-17 下層における水温、DO の再現性

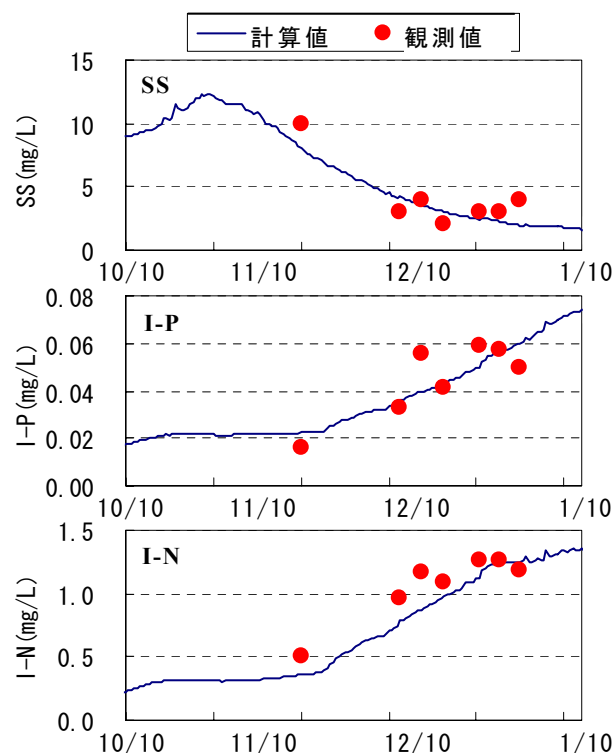


図 3-2-18 下層における SS、I-P、I-N の再現性

以上の結果から、観測結果をモデルにフィードバックし、十分な時空間の再現性を有する水質予測モデルを構築したといえる。これにより茨戸川の水質を結氷や解氷を含めて、連続的に複数年の水質予測が可能となった。

3-3. 第3章まとめ

茨戸川の水質現状や流域の特徴から、水質改善のためには浄化用水の導水が有効と推定されるが、施設の建設等を含むため、改善効果を評価する必要がある。茨戸川は行政上の分類が河川であるために、環境基準は BOD となる。しかし、水質の特徴から湖沼に近い性質がある。通常、湖沼水質の予測は COD の算出が行われるため、BOD の算出は行わない。また、河川の水質予測にはプランクトンなどを考慮した生態系モデルが利用されることはない。このため、茨戸川では河川でありながら、BOD を算出できる生態系モデルが必要となる。さらに、結氷河川であることから、結氷を考慮した水質モデルが要求される。

これまで、結氷を考慮した水質予測に対する研究例はなく、結氷下の水質挙動についても不明な点が多かった。

そこで、結氷下の観測結果や表層熱収支を反映させた、プランクトンを中心とした物質循環を加味した水質予測モデルを構築した。

構築したモデルは結氷期を含めて、時空間的に良好な再現性を示すことを確認した。

これにより、寒冷地における結氷を考慮して、通年で連続的な水質予測が可能となった。本モデルにより寒冷地水質も複数年の連続予測が可能となった。

本研究の大きな特徴として、結氷条件と結氷下の水質を連続的に算出可能としたことが独自性となる。

【参考文献】

- 1) 国土交通省、湖沼における水理・水質管理の技術：
http://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/kankyo/kankyoku/kosyo/tec/
- 2) 本橋敬之助 著：水質浄化マニュアル-技術と実例-、海文堂、2001.
- 3) 奥川光治、宗宮功；数理モデルによる富栄養化のシミュレーション解析、土木学会報告集、No.337、pp.119-128、1983.
- 4) 森北佳昭、畑孝治、三浦進：貯水池の冷濁水ならびに富栄養化現象の数値解析モデル（その2）、土木研究所資料、第2443号、1987.
- 5) 森北佳昭、天野邦彦：貯水池水質の予測・評価モデルに関する研究、土木研究所報告、第182号-1、pp.1-109、1991.
- 6) 天野耕二、福島武彦、松重一夫：湖沼におけるDOとpHの連続モニタリング結果を用いた物質循環、生物代謝特性の評価方法、水環境学会誌、21(2)、pp.112-118、1998.
- 7) 佐藤祐一、金再奎、高田俊秀、内藤正明、永禮英明、小松英司、上原浩：琵琶湖流域の水質シミュレーションモデルの構築と対策効果検討、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書第3号2006.
- 8) リーブーンホン、木内 豪、石川 忠晴、黎嘉韻：分布物理型モデルを用いた霞ヶ浦における水循環と溶存態窒素の挙動解析、河川技術論文集、第17巻、2011.
- 9) 相崎守弘：貧酸素水塊解消のための中海水質シミュレーション、LAGUNA（汽水域研究）10、pp.87-99、2003.
- 10) 宮田佳明、佐渡公明、アオコ発生モデルの数値シミュレーションに関する基礎的研究、土木学会北海道支部 論文報告集、No.51(B)、pp.340-345、1995.
- 11) 松尾直規、山田正人、宗宮功：貯水池上流端における流動特性と淡水赤潮現象との関係、水工学論文集、第40巻、pp.575-581、1996.
- 12) 松尾直規：湖沼環境の水理に関する諸問題、水工学に関する夏期研修会講義集、A.7、pp.1-20、1989.
- 13) 吉川泰弘、渡邊康玄、平井康幸：結氷河川における氷板の形成要因に関する一考察、平成20年度土木学会北海道支部論文報告集、第65号、B-2、2008.
- 14) 吉川泰弘、渡邊康玄、平井康幸：天塩川における解氷現象と気温の関係について、第52回 北海道開発技術研究発表会、AA-6、安-23、2008.
- 15) 八田茂実、早川博、朴昊澤、山崎剛、太田岳史：Lena 川流域における長期流出解析、第26回 土木学会関東支部新潟会研究調査発表会、II-3、pp.2314、2008.
- 16) 笠井秀男、神藤謙一、横辻幸：冬季貯水池における結氷版の形成過程と挙動に関する研究、水工学論文集、第49巻、pp.1105-1110、2005.
- 17) 木岡信治、本間大輔、山本泰司、窪内篤、西多道祐：実用的な港湾結氷シミュレーション手法の構築とその活用方法、海岸工学論文集、第52巻、pp.1311-1315、2005.
- 18) 吉川泰弘、渡邊康玄、平井康幸：結氷河川における氷板の形成要因に関する一考察、平成20年度土木学会北海道支部論文報告集、第65号、B-2、2008.
- 19) 賀達、小島崇、石川忠晴、中村恭志：氷層内部状態を考慮した貯水池氷層モデルに関する基礎的研究、水工学論文集、第53巻、pp.415-420、2009.

- 20) 近藤純正：水環境の気象学、朝倉書店、1994.
- 21) 土木学会：水理公式集例題プログラム集、2002.
- 22) 杉原幸樹、濱原能成、加藤晃司、中津川誠：茨戸川の富栄養化に関する総合的解析その2ー負荷収支の推定と生態系モデルによる水質シミュレーションー、北海道開発土木研究所月報、No.615、 pp.10-24、 2004.
- 23) 北海道開発土木研究所：平成 13～平成 15 年度富栄養化調査試験業務報告書、2001～2003.
- 24) 岩佐義朗：湖沼工学、山海堂
- 25) 杉原幸樹、中津川誠、秋山泰祐、坂井一治、益塚芳雄：茨戸川の水質改善に向けた導水効果の検証、河川技術論文集、第 14 巻、2008.

第4章 水質改善策の事前・事後評価

4-1. 事前評価

構築した水質モデルが、おおよそ現状を再現できたこと、これまでの浄化対策の経緯（表 3-1-1 参照）から、モデルを用いて浄化用水の導水による水質改善策の検討を行った。ここで、茨戸川においては水質改善のために平成 15 年（2003 年）に緊急行動計画（清流ルネッサンスⅡ）が策定されている。この計画では茨戸川において「生物の生息環境の向上」、「積極的な親水利用」、「美しい水面景観の保全」を目標とした水環境再生が目的とされている。この計画上の唯一の数値目標は茨戸川水質において環境基準 B 類型（BOD3mg/L 以下）を達成することである。これら目標を達成するために当初は図 4-1-1 左図に示すように豊平川河川水（創成川ルート）及び石狩川河川水（石狩ルート）を浄化用水として導水する計画であったが、事業費用の圧縮や上流域の生物の生息環境の急変に配慮するために、効果的な導水位置や必要十分な導水量について計画を見直す必要があった。

まず、茨戸川の水循環構造より、現在でも創成川を通じて豊平川の河川水が茨戸川に導入されている。図 4-1-2 に示す創成取水樋門により豊平川河川水を取水しているが、平常時の取水量は $0.3\text{m}^3/\text{s}$ 、樋門構造上の上限は $1.5\text{m}^3/\text{s}$ となる。この施設を援用することで新規施設の建設等は必要なくなる。従って、創成ルートは $1.5\text{m}^3/\text{s}$ で導水することが決定されていた。次に石狩川河川水を導水する石狩ルートについては、導水位置や導水量ともに未決定であったことから、これらについて水質予測を行った。

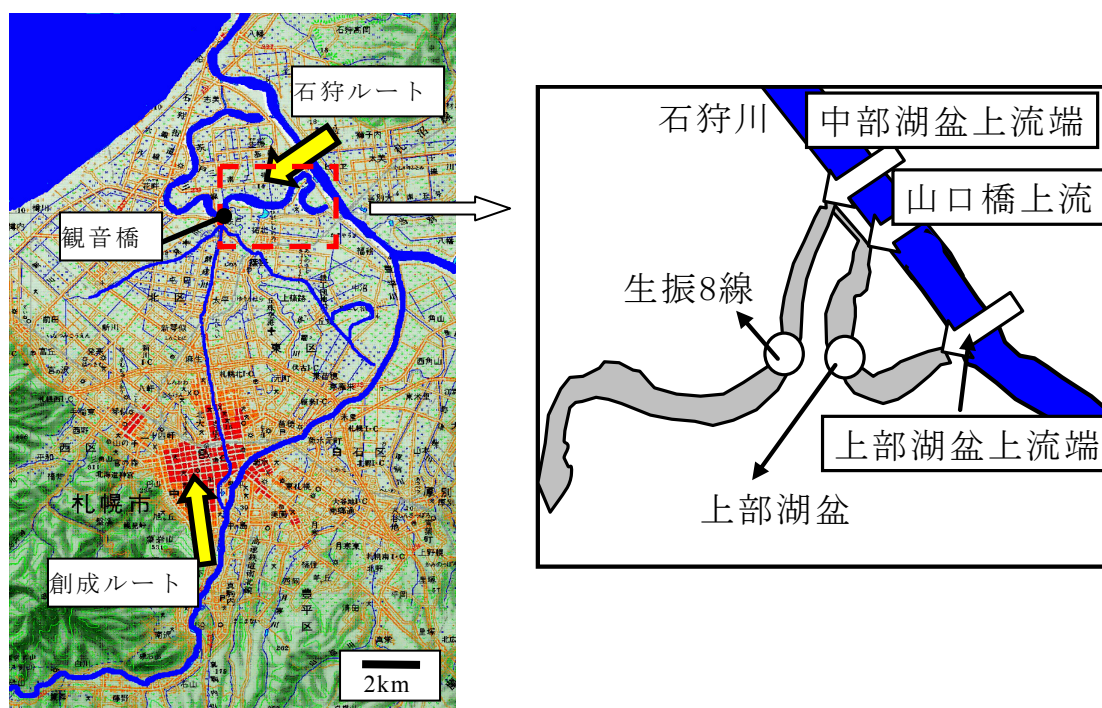



図 4-1-1 導水検討位置図





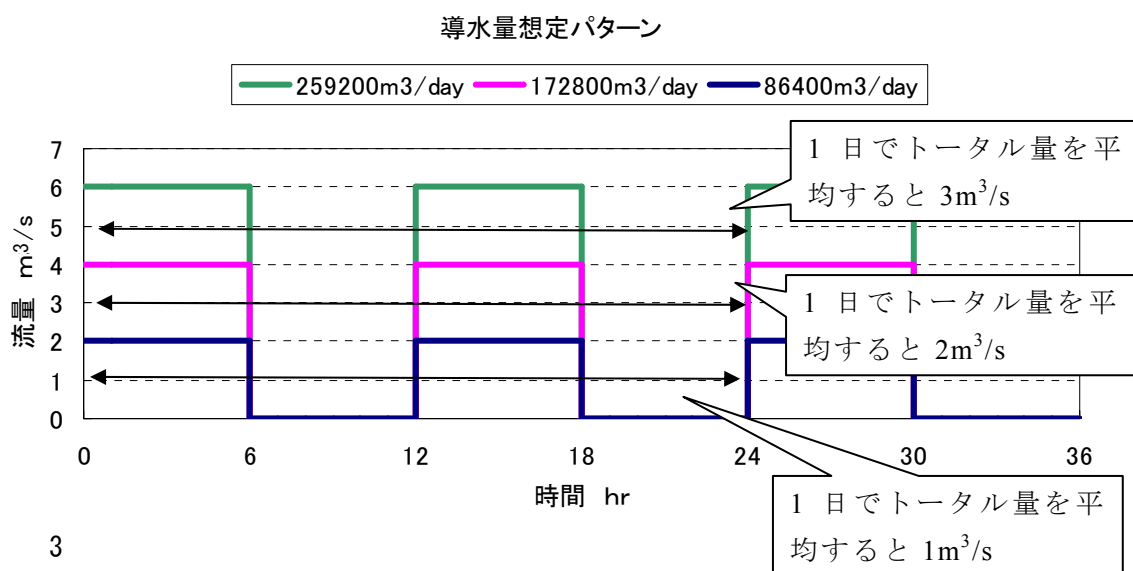
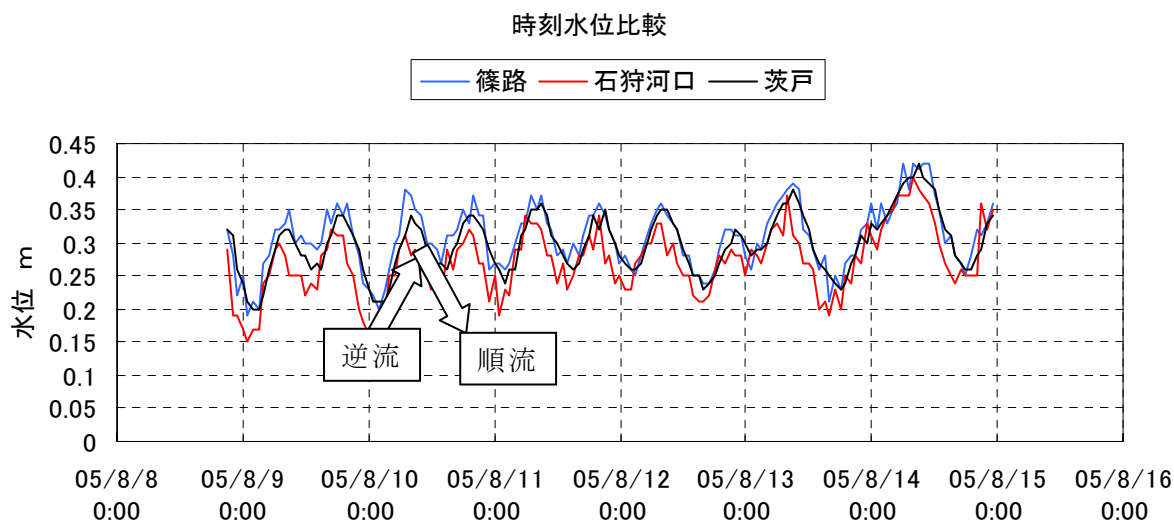
* 札幌開発建設部資料より抜粋し、一部加筆

図 4-1-2 創成ルート取水施設

4-1-1. 導水位置の検討

構築したモデルを用いて、水質改善効果の高い（BOD を最も低下させる）導水地点を選定するために導水位置、導水量を変化させた場合の BOD75% 値を算出した。ここで、2005 年 8 月 1 日～8 月 21 日に山口橋上流より石狩川河川水を $1\text{m}^3/\text{s}$ で 24 時間ポンプ導水した導水試験が行われた。既往の報告^{1),2)}では導水による水質影響は観音橋より下流ではほとんど確認されなかった。そこで、観音橋より上流域に最も影響を与える地点を選定するために、観音橋より上流（生振 8 線、上部湖盆）の水質変化を確認することとした。既往報告³⁾にあわせ 2005 年の再現計算結果を基準として、気象などの入力条件を統一し、導水地点と導水量を変化させた場合の BOD75% 値の応答を確認した。考慮した導水地点は、 図 4-1-1 右図に示す石狩川と距離の近い 3 地点（上部湖盆上流端、山口橋上流、中部湖盆上流端）とし、導水量は $1\text{m}^3/\text{s}$ ($86,400\text{m}^3/\text{day}$)、 $2\text{m}^3/\text{s}$ ($172,800\text{m}^3/\text{day}$)、 $3\text{m}^3/\text{s}$ ($259,200\text{m}^3/\text{day}$) とした。なお、導水期間は 6 月 1 日から 11 月 30 日までとした。

ここで、石狩川河川水の導水方法について、ポンプ等の動力により取水するか自然流下により取水するかを選択が必要であるが、動力取水の場合には維持費用や騒音などデメリットが多く、将来的には自然流下方式のほうが費用も削減されるために自然流下による取水を考慮する。石狩川から茨戸川への自然流下、茨戸川から石狩川への逆流抑制を考慮すると、石狩川及び茨戸川の時刻水位は、 図 4-1-3 に示すように 1 日 1 回潮又は 1 日 2 回潮の潮汐周期に支配されているため、石狩川からの導水は周期的に限定されることになる。そのため、最も導水時間が制約される 1 日 2 回潮の周期（1 日 6 時間周期）を導水パターンとして設定した。設定した導水パターンは 図 4-1-4 に示すように潮位の影響を考慮して 6 時間連続導水、6 時間休止、6 時間連続導水のパターンを繰り返すものとし、日平均導水量が $1.0\sim 3.0\text{m}^3/\text{s}$ になるように設定した。



検討したケースを表 4-1-1 にまとめる。出力は日毎とし、BOD の年間出力値（365 データ）より月毎の平均値を集計した（12 データ）。これより昇順の 75% 値（小さい値から並べ 9 番目のデータ）を集計し、図 4-1-5 にまとめる。

この結果より、まず再現結果（ケース S）は観測結果とよく一致していた。ケース S を基準として各結果を比較すると、J1～J3 のケースでは上部湖盆、生振 8 線ともに導水量が増加するほど濃度が低下する結果となった。

Y1～Y3 のケースでは上部湖盆では導水量は増加するほど濃度が増加し、生振 8 線では導水により濃度が低下するが、導水量が増加するほど濃度の低下量が小さくなっていった。これらは導水試験の結果¹⁾とも一致しており、流路の途中から導水することで、導水点の上流側で流下傾向が抑制されるために滞留傾向が助長され、内部生産が助長されることに起因すると考えられる。T1～T3 のケースでは Y ケースと同様の挙動を示したが、生振 8

線での BOD 低下量は最も大きくなっていた。

これらの結果から上流域（上部湖盆、生振 8 線含む）の水質改善に最も効果的なのは、上部湖盆上流端から導水を行い、導水量は多いほど効果が高いことが示された。しかし、 $3\text{m}^3/\text{s}$ を導入したとしても、単年の導水では両地点で環境基準 B 類型である 3mg/L 以下にはならない結果となった。

表 4-1-1 導水位置検討ケース

ケース	導水地点	導水量 (m^3/s)	備考
S			2005年再現
J1	上部湖盆上流端	1	導水1年
J2	上部湖盆上流端	2	導水1年
J3	上部湖盆上流端	3	導水1年
Y1	山口橋上流	1	導水1年
Y2	山口橋上流	2	導水1年
Y3	山口橋上流	3	導水1年
T1	中部湖盆上流端	1	導水1年
T2	中部湖盆上流端	2	導水1年
T3	中部湖盆上流端	3	導水1年

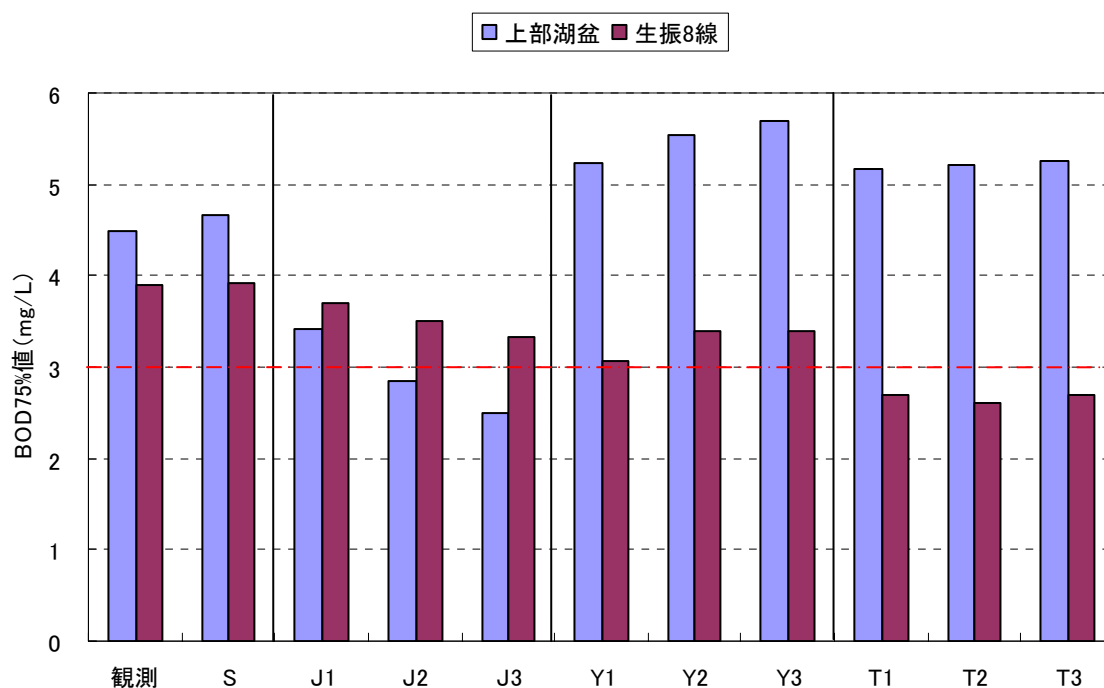


図 4-1-5 導水位置検討結果

4-1-2. 適切導水量の検討

前述の結果から、最上流部より導水量が多いほど改善効果が高いことが示された。しかし、現状の茨戸川最上流部は生振捷水路の造成、および治水対策のため約 400m ほどの築堤によって、石狩川と分断されている。自然流下により導水を行うためには導水路を確保するために築堤を掘削する必要がある、流量を確保するためには水路幅が必要となる。水路の掘削費用は水路幅が広いほど、費用がかかり、残土処理も問題となる。これらより、ライフサイクルコストを考慮すると、最も費用削減できるのは水路を掘削し、流量を減量する方法である。また、茨戸川においては漁業が行われており、急激な流水環境の変化を最小限に抑えるためにも、取水量はできるだけ減量することが望ましい。そのためには単年での効果発現を計画するのではなく、長期間での効果発現へと方針を変更し、複数年にわたる効果を予測することで、必要最小導水量について検討できる。

表 4-1-2 に検討ケースをまとめる。導水量を $1\text{m}^3/\text{s}$ 、 $2\text{m}^3/\text{s}$ とし、1～3 年間の導水を継続した場合の BOD75% 値の変化を図 4-1-6 に示す。なお、各年の導水期間は 6 月 1 日から 11 月 30 日までとし、導水量以外の条件は前節と同一とした。

再現計算は気象や負荷量等の入力条件が同一のため 3 年間で全て同じ値となる。

D1、D2 のいずれのケースも導水期間が長くなるほど、上部湖盆、生振 8 線ともに BOD75% 値は低下する結果となった。このとき導水量は $1\text{m}^3/\text{s}$ でも 3 年ほど導水を継続することで、両地点で BOD が 3mg/L 以下となることが示された。

以上の結果から導水を継続し、複数年での目標達成を考慮すると、導水量は $1\text{m}^3/\text{s}$ 以下でも十分であることが示された。ここで、 $1\text{m}^3/\text{s}$ 以下の導水量では目標達成には 3 年以上の年数が必要となることから、実際の事業評価を鑑みると 5 年ほどで目標を達成できる計画が望ましい。よって、最適導水量は $1\text{m}^3/\text{s}$ と結論される。

表 4-1-2 導水量検討ケース

ケース	導水地点	導水量 (m^3/s)	備考
S			2005年再現
D1-1	上部湖盆上流端	1	導水1年
D1-2	上部湖盆上流端	1	導水2年
D1-3	上部湖盆上流端	1	導水3年
D2-1	上部湖盆上流端	2	導水1年
D2-2	上部湖盆上流端	2	導水2年
D2-3	上部湖盆上流端	2	導水3年

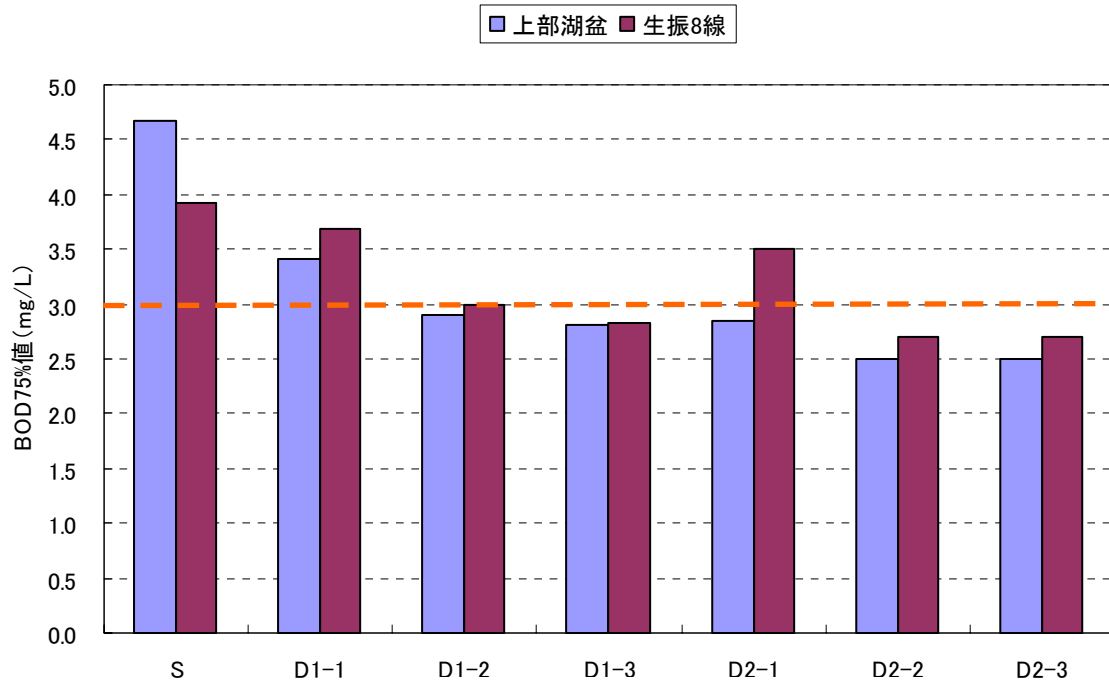


図 4-1-6 導水量検討結果

4-1-3. 水収支変化の解析

上部湖盆上流端より導水を行った場合の各湖盆の年間平均水収支を予測計算結果から算出した。2005 年の再現計算（表 4-1-2 中ケース S）を基準とし、導水量のみを変化させて 1 年間の導水を行った場合の山口橋、観音橋、志美運河に相当するブロックの流量算出値から導水期間中（設定上 5/1～11/30）の平均値としてまとめた。

a) 上部湖盆

表 4-1-3 に上部湖盆の水収支集計表、図 4-1-7 にその内訳図を示す。上部湖盆の水収支は、潮汐周期による中部湖盆との交換流に支配されており、2005 年現況（導水無し）に比べ、導水により中部湖盆から上部湖盆への流入（逆流）が減少している。上部湖盆から中部湖盆への流出（順流）は導水量の増加にともなって増加する結果となった。

また平水時の湖盆容量を総流出量で除して滞留時間を算出すると、導水量の増加にともなって、滞留時間の減少が顕著であった。

この結果、 $1\text{m}^3/\text{s}$ の導水により上部湖盆の滞留時間は約 40% の減少、流出量は 80% 増加する結果となり、流況が改善されることが示唆される。

表 4-1-3 上部湖盆水収支

上部湖盆		単位	導水なし	$0.5\text{m}^3/\text{s}$ 導水	$1.0\text{m}^3/\text{s}$ 導水	$2.0\text{m}^3/\text{s}$ 導水	$3.0\text{m}^3/\text{s}$ 導水
流入	残流域から	km^3/day	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0
	水面への降水	km^3/day	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
	中部湖盆から	km^3/day	84.7	80.7	74.8	66.2	53.3
	導水	km^3/day		43.2	86.4	172.8	259.2
流出	蒸発	km^3/day	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
	中部湖盆へ	km^3/day	94.7	133.9	171.2	249.0	322.5
滞留時間	容量 1950km^3	日	20.4	14.5	11.3	7.8	6.0

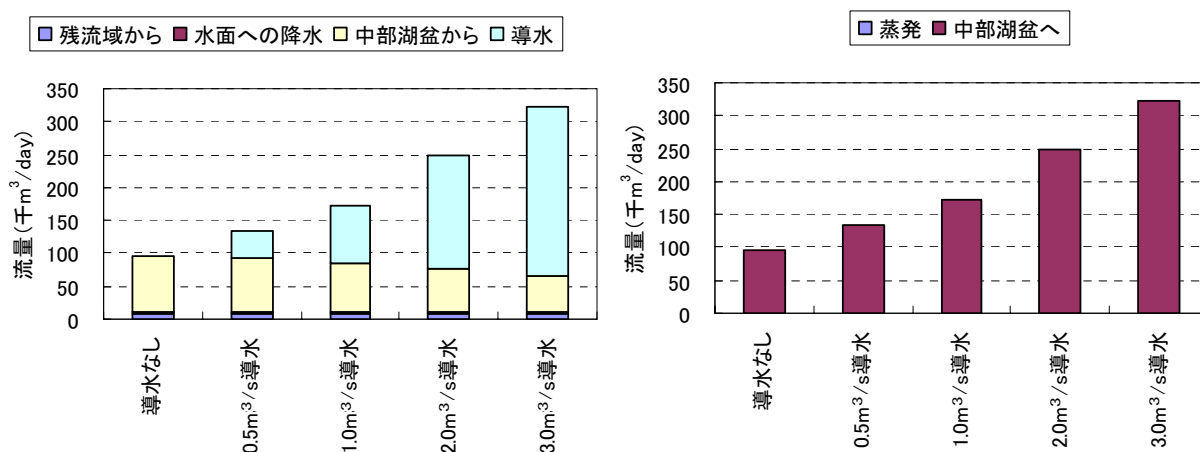


図 4-1-7 上部湖盆収支内訳図（左：流入、右：流出）

b) 中部湖盆

表 4-1-4 に上部湖盆の水収支集計表、図 4-1-8 にその内訳図を示す。中部湖盆の水収支は、潮汐周期による上部湖盆及び下部湖盆との交換流に支配されている。導水無しの場合は、下部湖盆との交換量が大きく、上部湖盆との交換量が小さいという特徴がある。一方、 $1\text{m}^3/\text{s}$ を導水した場合には、上部湖盆からの流入量が增大し下部湖盆からの流入量が減少する。また、下部湖盆への流出量が若干増加する。

なお、導水により流出量が増加することによって滞留時間の減少が見られたが、湖盆容量が大きいために変化幅は小さくなっている。この結果、中部湖盆の滞留時間は導水によって約 7% の減少、流出量は約 7% 増加する結果となった。また、上部湖盆からの流入量は約 80% の増加、下部からの逆流流入量は約 15% 減少する結果となった。

この結果から、導水により上流からの流入が増加し、下流への流出も増加する傾向がみられ、流出傾向が助長されることが示唆される。

表 4-1-4 中部湖盆水収支

中部湖盆		単位	導水なし	$0.5\text{m}^3/\text{s}$ 導水	$1.0\text{m}^3/\text{s}$ 導水	$2.0\text{m}^3/\text{s}$ 導水	$3.0\text{m}^3/\text{s}$ 導水
流入	残流域から	km^3/day	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0
	水面への降水	km^3/day	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
	上部湖盆から	km^3/day	94.7	133.9	171.2	249.0	322.5
	下部湖盆から	km^3/day	296.1	288.1	251.6	242.9	237.7
流出	蒸発	km^3/day	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
	上部湖盆へ	km^3/day	84.7	80.7	74.8	66.2	53.3
	下部湖盆へ	km^3/day	323.1	358.3	365.0	441.0	523.9
滞留時間	容量 3820km^3	日	9.3	8.7	8.6	7.5	6.6

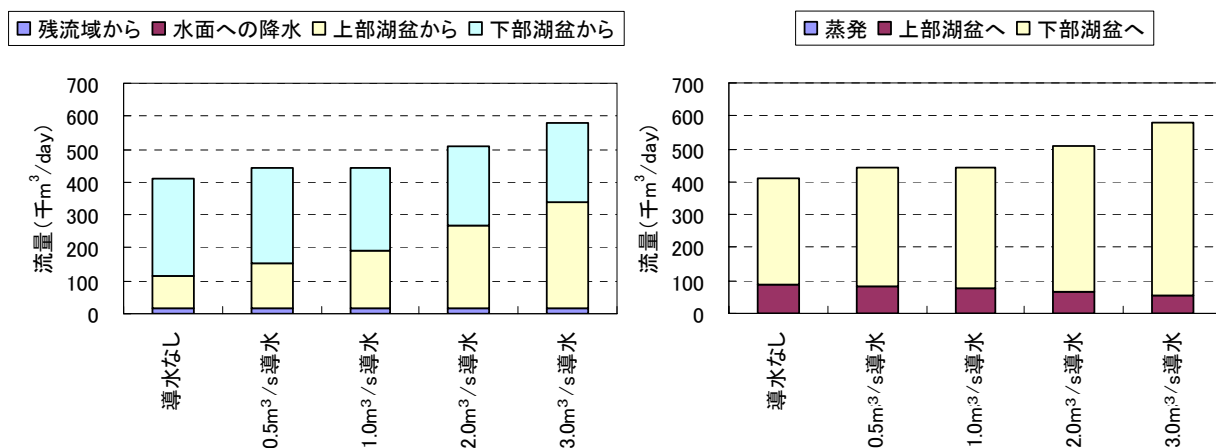


図 4-1-8 中部湖盆収支内訳図 (左: 流入、右: 流出)

c) 下部湖盆

表 4-1-5 に上部湖盆の水収支集計表、図 4-1-8 にその内訳図を示す。下部湖盆の水収支は、中部湖盆及び石狩川に連なる志美運河、流入三川に支配されている。

1m³/s を導水した場合には中部湖盆からの流入と志美運河への流出がわずかに上昇する。しかしながら、湖盆容量が大きいために滞留時間の変化幅は極めて小さく、導水による滞留時間は約 5% の減少、流出量は約 5% 増加する結果となる。

この結果から最上流端からの導水により茨戸川全域で流出傾向が助長されるが、現状との変化幅は上流ほど大きくなることが推定される。また、導水によって水質の希釈のみならず、流況の改善効果が大きいことが示された。茨戸川においてはプランクトンの増殖に起因する水質障害であることから、滞留時間の短縮はプランクトン増殖を抑制する効果も発現されると考えられる。

表 4-1-5 下部湖盆水収支

下部湖盆		単位	導水なし	0.5m ³ /s導水	1.0m ³ /s導水	2.0m ³ /s導水	3.0m ³ /s導水
流入	残流域から	千m ³ /day	52.0	52.0	52.0	52.0	52.0
	水面への降水	千m ³ /day	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0
	中部湖盆から	千m ³ /day	323.1	358.3	365.0	441.0	523.9
	志美運河から	千m ³ /day	832.0	815.4	801.0	738.9	661.8
	茨戸処理場	千m ³ /day	127.0	127.0	127.0	127.0	127.0
	三川合流	千m ³ /day	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0
流出	蒸発	千m ³ /day	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
	中部湖盆へ	千m ³ /day	296.1	288.1	251.6	242.9	237.7
	志美運河へ	千m ³ /day	1088.0	1114.6	1143.5	1166.0	1177.0
滞留時間	容量11710千m ³	日	8.4	8.3	8.4	8.3	8.2

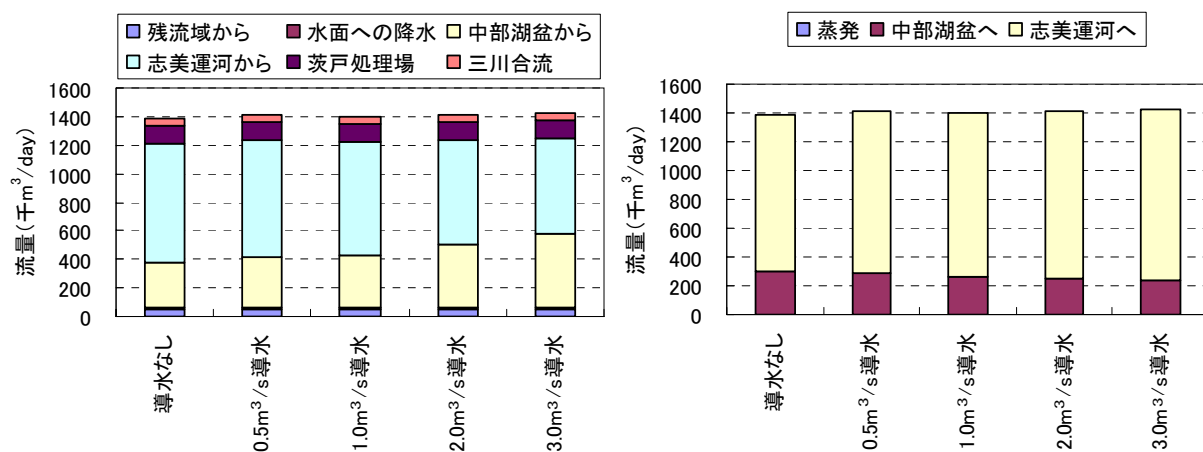


図 4-1-9 下部湖盆収支内訳図（左：流入、右：流出）

以上の水収支解析結果をもとに、最上流端より 1m³/s 相当 (86,400m³/day) の導水を行ったときの茨戸川における流動模式図を図 4-1-10 に示す。また、湖盆間の順逆流の変化図を図 4-1-11 に示す。計算上は導水によって順流量が増大し、逆流量が減少する傾向が示され、上流ほど滞留時間の短縮傾向が顕著に見られる。

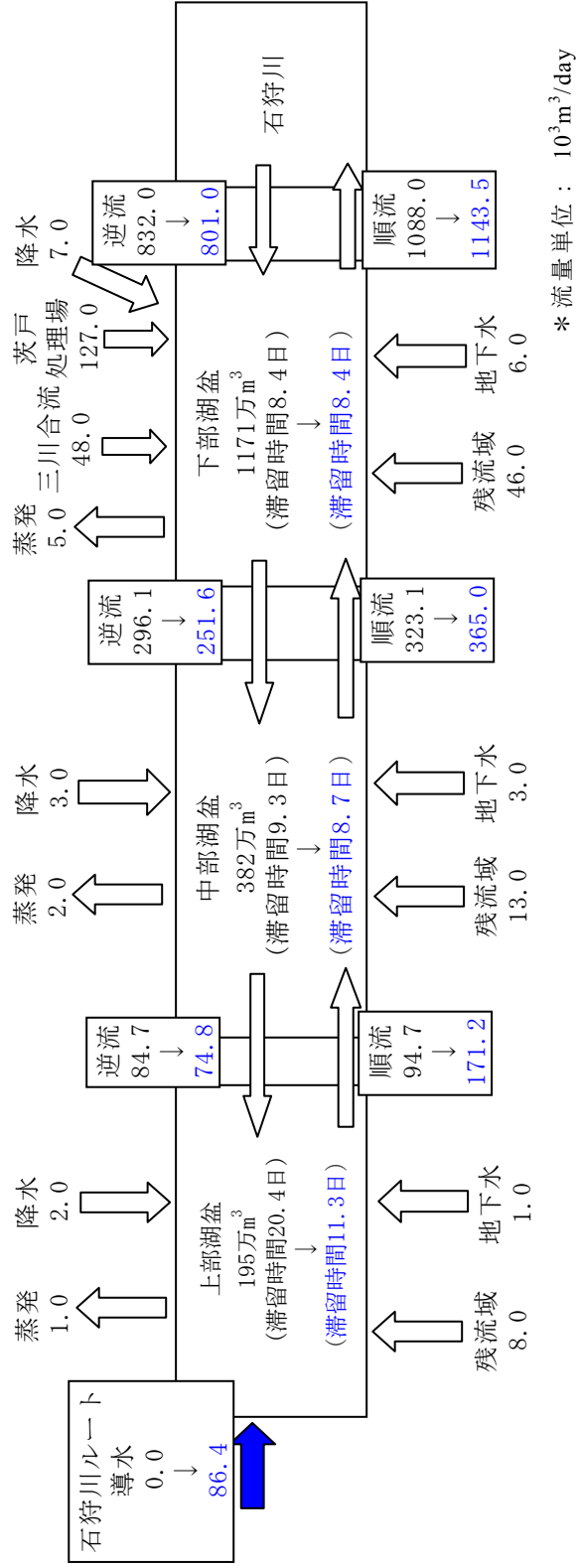


図 4-1-10 上流端導水時の茨戸川の水収支総括図

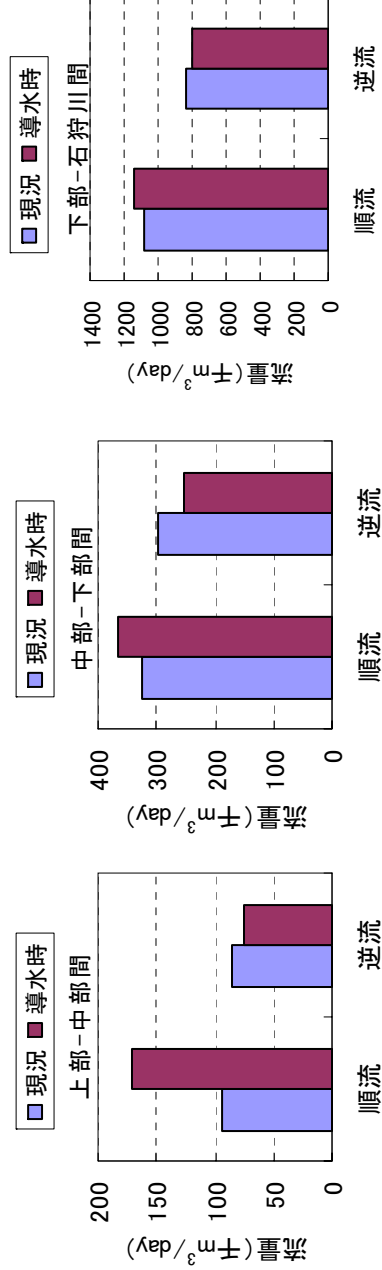


図 4-1-11 湖盆間の交換流量の変化

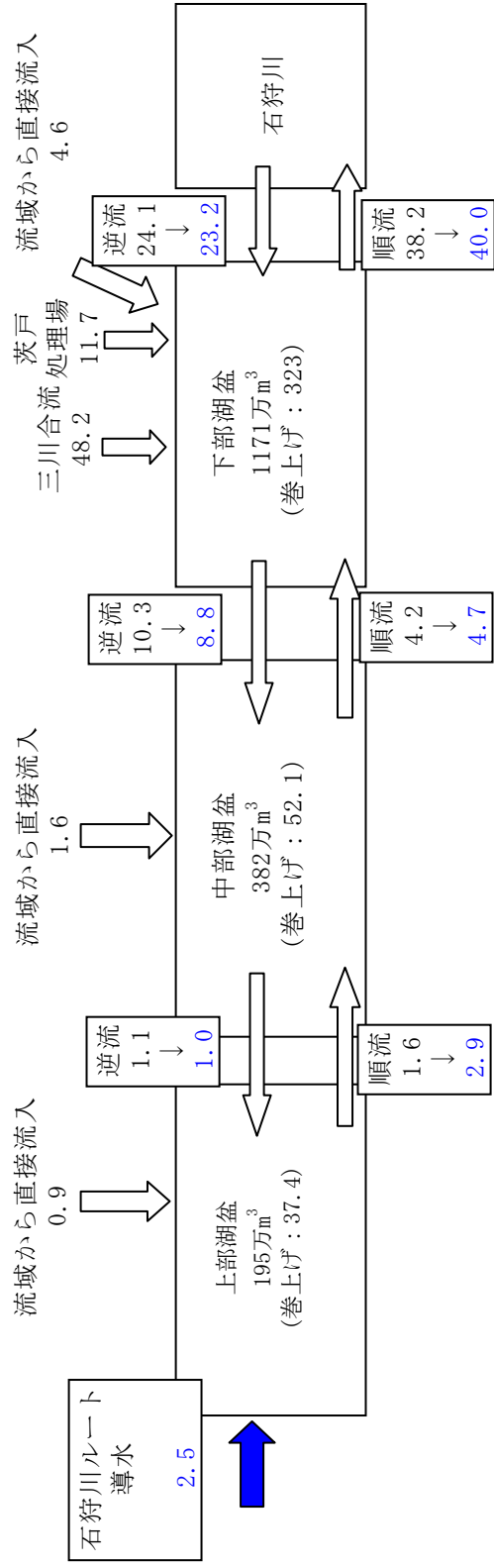
4-1-4. 栄養塩の湖盆間移動量の解析

上部湖盆上流端より $1\text{m}^3/\text{s}$ の導水を行った場合の各湖盆の年間平均の無機態リン (I-P) と無機態窒素 (I-N) の負荷移動量を予測計算結果から算出した。2005 年の再現計算 (表 4-1-2 中ケース S) を基準とし、導水量のみを変化させ、導水期間中の各湖盆の平均濃度の算出値と水収支解析の交換量より負荷量としてまとめた。図 4-1-12 に I-P 移動総括図、図 4-1-13 に I-P の湖盆間移動量、図 4-1-14 に I-N 移動総括図、図 4-1-15 に I-N の湖盆間移動量を示す。

I-P の移動量は、上部湖盆では導水を行うことにより順流の傾向が強くなり、導水自体の流入負荷の大部分が中部湖盆に流出することが示された。そのため、導水による I-P 負荷の増大は流出により相殺されると判断できる。中部湖盆では、上部湖盆ほど順流傾向は強くないが、導水により下部湖盆からの逆流負荷が軽減されることがわかった。このため、中部湖盆への総流入 (上部湖盆からの順流と下部湖盆からの逆流の和) は導水により減少し、総流出 (上部湖盆への逆流と下部湖盆への順流の和) は導水により増加する。よって中部湖盆では導水によって負荷量が減少傾向を示すことがわかった。下部湖盆では、現況と導水とではほとんど変化がなく、石狩川ルート導水では下部湖盆の I-P 移動量にあまり影響を与えないことが示された。

I-N の移動量は、I-P の移動量と同様の挙動が確認された。上部湖盆では順流傾向が大きくなり流入負荷の大部分が中部湖盆へ移動し、中部湖盆からの逆流負荷も軽減されている。中部湖盆では、順流がやや大きくなり逆流が少なくなるため、結果として中部湖盆の負荷流入が軽減されることがわかった。下部湖盆では現況と導水とではほとんど変化が見られない。

これらの結果から、導水によって負荷を供給したとしても、逆流を抑制するために収支的には負荷総量が減少することがわかった。そのため、導水による水質改善効果は直接的要因として希釈、流出による効果が強く、間接的要因として逆流抑制による流入負荷の低減、滞留時間の短縮による内部生産の抑制効果によって水質が改善されることが示唆された。しかし、石狩川ルートのみ導水では下部湖盆に対してほとんど影響がないことが示唆された。



* 負荷量単位: kg/day

図 4-1-12 上流端導水時の茨戸川の I-P 負荷動態総括図

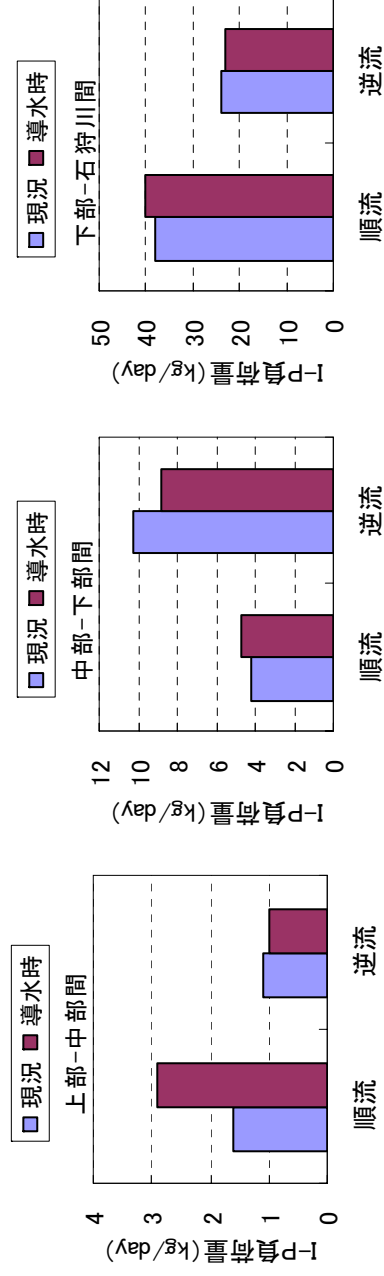
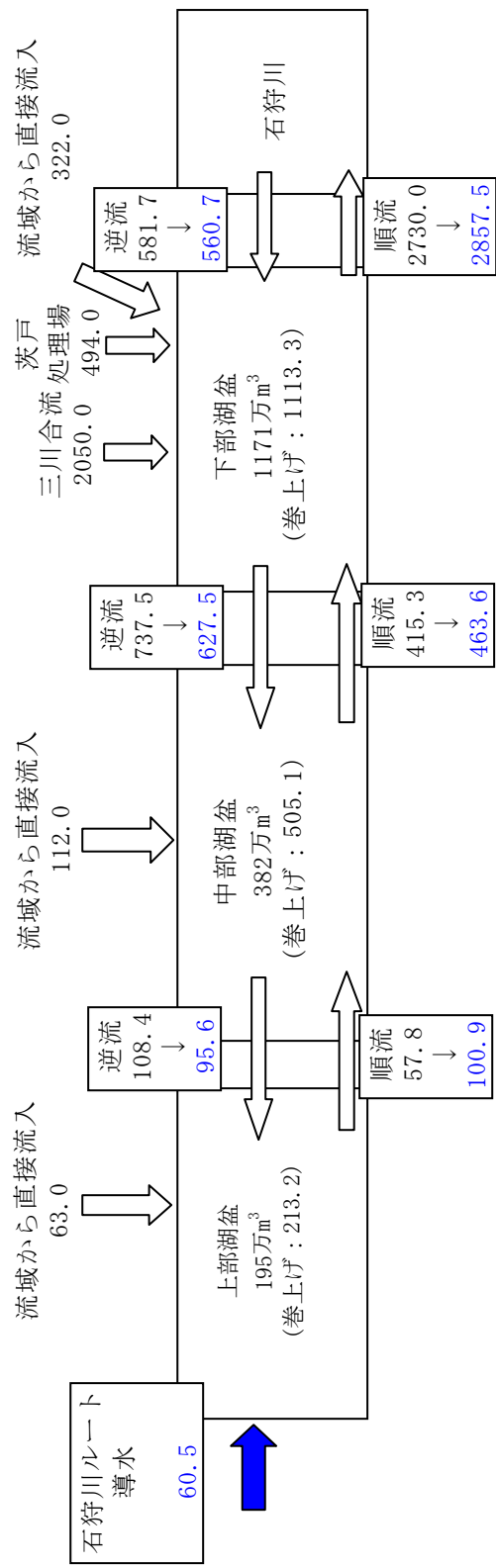


図 4-1-13 湖盆間の交換 I-P 負荷量の変化



* 負荷量単位: kg/day

図 4-1-14 上流端導水時の茨戸川の I-N 負荷動態総括図

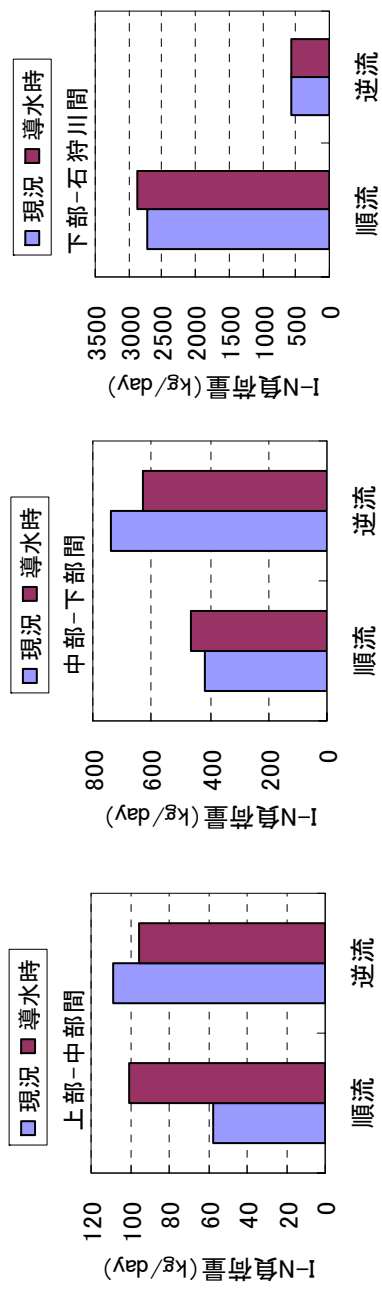


図 4-1-15 湖盆間の交換 I-N 負荷量の変化

4-1-5. 上部湖盆 I-P 収支変化の解析

前節の結果から、導水によって各湖盆の総流入負荷が増加傾向を示すのは上部湖盆の I-P、I-N であり、中部・下部湖盆では I-P、I-N とともに減少傾向を示す。I-N は逆流による負荷供給が多いため(第 2 章参照)導水を継続するほど逆流負荷量は低下することが予想される。そのため、問題となるのは上部湖盆の I-P となり、上部湖盆を対象にモデルによる I-P の負荷収支解析を行った。これまでと同様にケース S (表 4-1-2 参照、2005 年再現) と最上流端より $1\text{m}^3/\text{s}$ の導水を行った場合の上部湖盆に相当するブロック (図 3-1-5 参照、 7×30 ブロック) における循環量 (図 3-1-4 参照) の算出値から、導水期間中の平均値をまとめた。図 4-1-16 に I-P 負荷収支の模式図、図 4-1-17 に I-P 収支を示す。

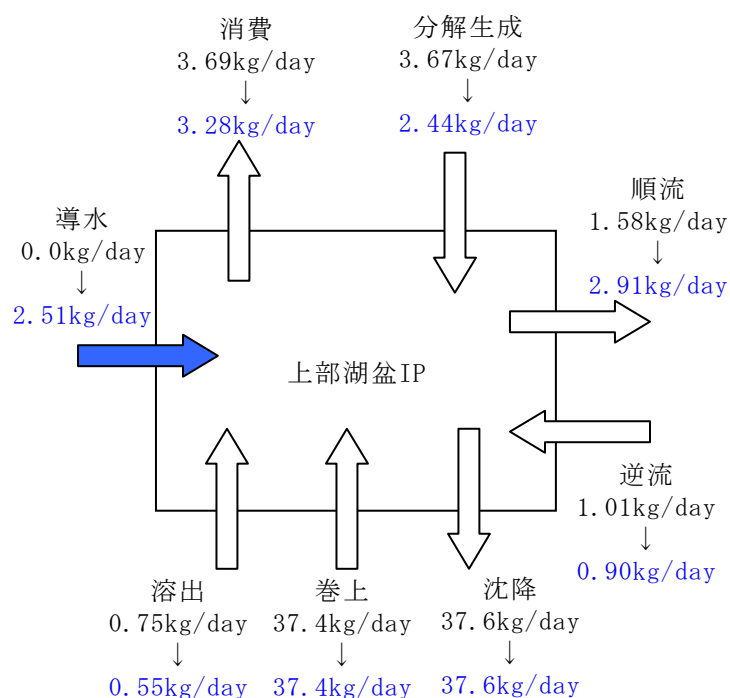


図 4-1-16 上部湖盆の I-P 収支模式図

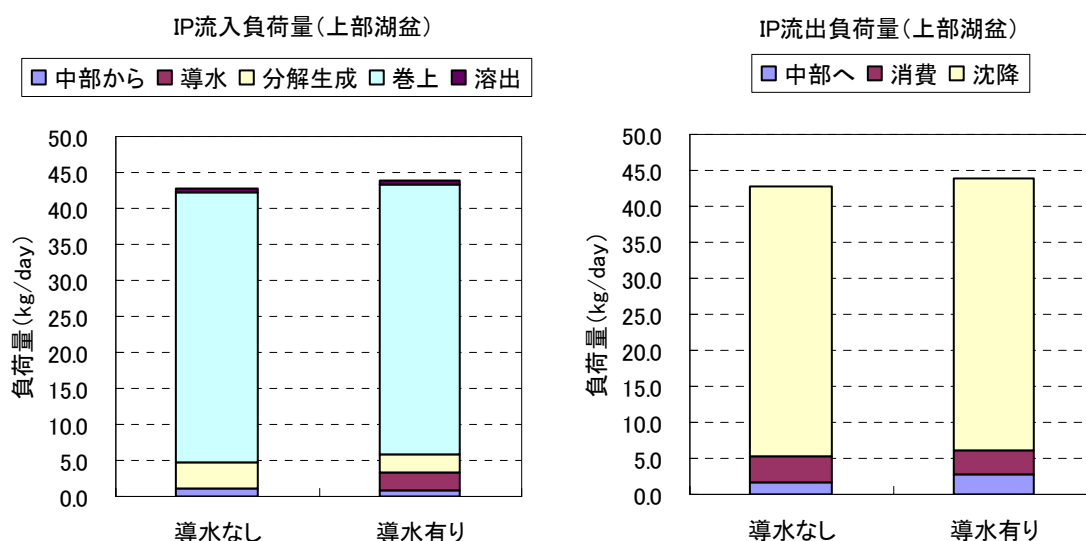


図 4-1-17 上部湖盆の I-P 収支 (左: 流入、右: 流出)

これらの結果から、上部湖盆の I-P 負荷は巻き上げの占める割合が非常に高く、導水により増加する I-P 負荷量は総負荷量の約 5%である。計算上は導水により溶出、消費、分解生成による負荷が減少し、収支としては導水により 0.9kg/day 増加する結果となった。これは総負荷量の約 2%ほどであり、導水による負荷供給がほぼ相殺されると推定される。

一方、導水による溶出の減少は下層への溶存酸素量の増加に起因していると考えられる。また、消費や分解生成の減少はプランクトンの減少に起因しており、導水によってプランクトンが減少することが想定される。これは計算上では滞留時間の短縮と窒素源の減少によるプランクトン増殖量の減少、流出傾向の助長による下流への押出しによって、プランクトンが減少することを反映した結果である。

4-1-6. 水循環構造を踏まえた導水手法

これまでの結果から、茨戸川の水質改善策として、最上流端より $1\text{m}^3/\text{s}$ 相当 ($86,400\text{m}^3/\text{day}$) の導水を 3 年間継続することが効果的である。これは事業費の削減や水域生物にも配慮した提案であり、これまでの単年での効果発現を目指した急激な変化をとまなう改善策と比較して、緩やかな変化によって水質改善を目指した、新たな手法といえる。

これらの改善機構は導水によって、順流傾向が助長され、逆流の抑制、滞留時間の短縮などの流況改善の効果と、浄化用水による直接希釈や逆流抑制に伴う負荷量の削減など収支としての負荷削減の効果、物質循環においてプランクトンの減少→有機物の減少→無機栄養塩の減少→プランクトンの減少という改善サイクルの効果によって水質が改善されると推察される。

ここで、図 4-1-1 から既存施設との併用を考慮して、事業費の圧縮を実現できることが想定される。そこで、水質への効果について予測を行った。

2002 年を基準とし、創成川に豊平川より 10.4 万 $\text{m}^3/\text{日}$ 導水した場合と、創成川導水に加えて上部湖盆上流端より石狩川から 8.6 万 $\text{m}^3/\text{日}$ ($1\text{m}^3/\text{s}$) 導水することを想定した場合の BOD 縦断変化を図 4-1-18 に示す。この結果から、石狩川からの導水も追加した場合に茨戸川全域でほぼ $\text{BOD}3\text{mg/L}$ (環境基準 B 類型) とすることが可能であると試算される。このことは札幌市の水循環において流末水域の流量を回復するように水循環系を再構築することによって、水環境も再生されることが考えられる。

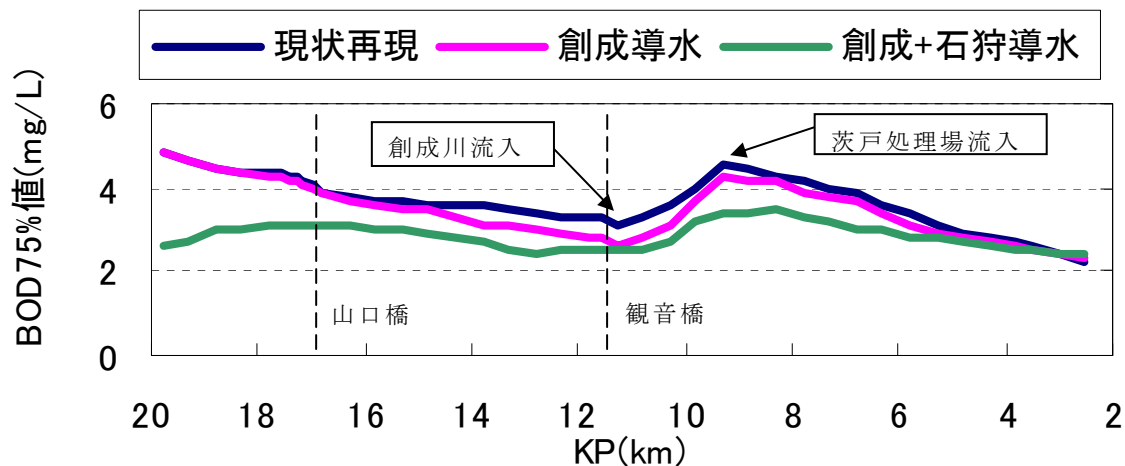


図 4-1-18 導水による BOD 縦断変化

4-1-7. 費用対効果について

北海道開発局による河川事業再評価原案準備書を参考すると、茨戸川清流ルネッサンスⅡ事業の $B/C=1.9$ となっている（平成 20 年当時）。このときの費用算出は図 4-1-19 に示すように CVM 調査により決定されている。このとき札幌市、石狩市の流域住民より約 800 世帯のアンケート結果から、茨戸川の水環境の目標を達成するために負担できる金額（4500 円/世帯/年）を算出し、住民台帳より 100 万世帯の支払い意思額などの便益を合計

茨戸川水環境整備事業：《水環境整備》

本事業で期待される茨戸川の水環境改善効果を CVM（仮想市場法）を用いて評価しました。

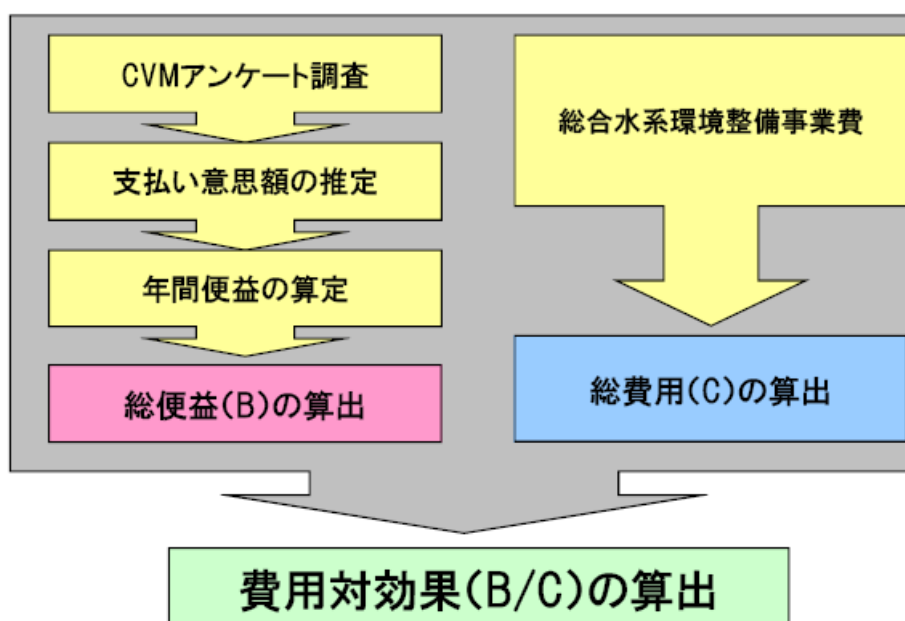


図 4-1-19 事業費算出について

（平成 20 年河川事業再評価原案準備書参考資料より抜粋）

し、50年間の評価期間で支払い意思額より現在価値に換算して^{4)、5)}約650億円の便益を計上している。また、総費用は約340億円となっている。この結果からB/Cを大きくするためには、Bの増大もしくはCの減少が必要となる。

ここで、石狩導水樋門を大きくして改善効果を高めることも考えられるが、前述のように生態系の維持、漁業影響への低減を考慮すると取水量は小さくすることが要求される。また、樋門の掘削には石狩川築堤幅の400mを掘削する必要があり、Cが大きくなりすぎることが懸念される。これらの理由からも、石狩導水量は $1\text{m}^3/\text{s}$ が適当であると考えられる。

一方、Bの増大を考慮すると、図4-1-20に示すような第3のルート（雁来ルート）の導水によって札幌市の北部地区の水環境向上と茨戸川の更なる改善効果を狙い、より便益を増大させることが可能と考えられる。この場合は茨戸川のみならず、流域全体として水環境の向上に寄与すると考えられるが、便益の算出は慎重に行う必要がある。これら雁来ルートを考慮した便益は事業費約30億、便益約130億を見込んでおり（平成20年度河川事業再評価原案準備書参照）、事業全体では $B/C = 2.1$ となる。

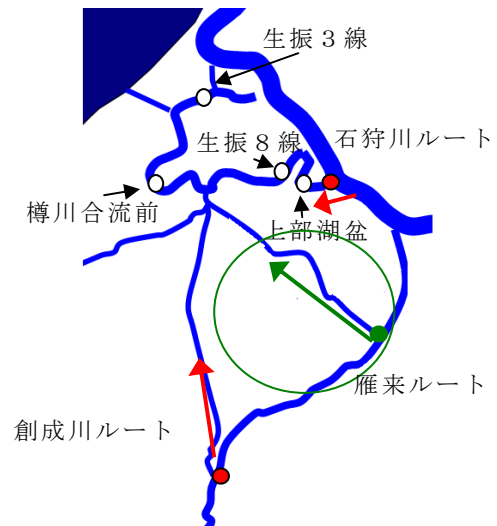


図 4-1-20 導水経路模式図

その他としてB/Cを増加させるためには、水質や水域利用に何らかの付加価値を加えること、コストの縮減が有効となる。付加価値の評価については判断が困難であるが、現状としては生息生物種の多様性保全、水面利用者の増加を志向した追跡調査も実施されている。一方で、水質濃度より便益を算出する手法⁶⁾も検討されており、今後の評価が重要となる。即効性の対応としてはコスト縮減が最も有効であり、維持費用を含めた費用削減対応により石狩導水樋門は自然流下方式で取水量を小さくすることが効果的といえる。

4-2. 事後評価

4-2-1. 導水概要

提案した導水位置や導水量をもとに最上流端に導水樋門（写真 4-2-1）が建設され、運用が開始された。2012 年現在で運用されている導水ルートは図 4-2-1 に示す創成川ルート導水(以下、創成導水)と石狩川ルート導水(以下、石狩導水)であり、その概要を以下にまとめる。

- ①創成導水：2007 年より創成川取水樋門から豊平川河川水を自然流下方式で取水し、創成川を經由して茨戸川に至る経路で実施されている。これまで、創成川の維持のため $0.3\text{m}^3/\text{s}$ を導水していたが、茨戸川浄化のため導水量を最大 $1.5\text{m}^3/\text{s}$ まで増加させて運用している。
- ②石狩導水：2010 年より石狩川導水樋門から石狩川河川水を自然流下方式で取水し、茨戸川最上流部に流入する経路で実施されている。石狩川導水樋門は石狩川への逆流防止、茨戸川への塩水流入防止を考慮し、ローラーゲート、オートゲート、塩水堰が設置されている。導水量は 2010 年実績では $0\sim 8\text{m}^3/\text{s}$ の取水であった。
- ③導水実績：年間総導水量及び導水期間を表 4-2-1 にまとめる。導水期間平均で創成導水量は $0.63\sim 1.05\text{m}^3/\text{s}$ 、石狩導水量は $0.23\sim 0.43\text{m}^3/\text{s}$ に相当する。また、年間の総導水量は茨戸川の容量に対して $71.69\%\sim 121.49\%$ に相当する。他の事例^{7), 8), 9)}と比較すると、導水量自体は少なく、約 1 年で茨戸川の容量に相当する導水量となっていた。2007 年以前の年間の創成導水量は茨戸川容量に対し約 50%に相当し、2007 年以降は導水量の増加により茨戸川河川水の交換が活発になっていることが推察される。

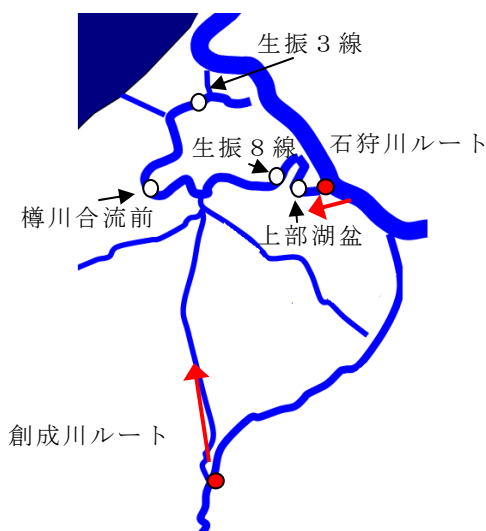


図 4-2-1 導水経路模式図



写真 4-2-1 石狩導水樋門

表 4-2-1 年間導水量の推移

	創成導水量 千 m^3	導水期間	茨戸川容量に 対する導水量(%)
2007年	12524.1	8/20～11/30	71.69
2008年	17677.0	5/29～11/30	101.18
2009年	21224.3	5/22～11/30	121.49
2010年	15043.1	5/17～11/30	86.11
2011年	12026.9	5/23～11/30	68.84

	石狩導水量 千 m^3	導水期間	茨戸川容量に 対する導水量(%)
2010年	3545.1	6/1～11/30	20.29
2011年	6879.5	6/7～11/30	39.38

4-2-2. 水質観測結果

茨戸川における導水の経緯から 2000～2004 年の平均(導水のない状態)、2007～2009 年の平均(創成導水のみの状態)、2010～2011 年(石狩導水と創成導水共に実施された状態)の水質データを比較した。なお、データは水文水質データベース(国土交通省 HP)及び北海道開発局で実施された調査報告書¹⁰⁾、¹¹⁾より入手した。図 4-2-1 に示す石狩導水の導入口下流に位置する上部湖盆と茨戸川中流部にある樽川合流前の 2 地点に限定し、BOD、Chl-a、全窒素(T-N)、無機態窒素(I-N)、全リン(T-P)、無機態リン(I-P)について比較した。ここで、I-N は硝酸態窒素、亜硝酸態窒素、アンモニウム態窒素の合算、I-P はオルトリン酸態リンを表す。

a) 上部湖盆での変化

図 4-2-2 に上部湖盆での年周変動の変化、表 4-2-2 に各水質項目の導水期間(6 月～11 月)にあたる 6 ヶ月の平均値、12 ヶ月の平均値、BOD75%値の各期間平均、参考として石狩導水の導水原水の 2010 年の年間平均をまとめる。

年周変動の導水期間中は BOD、Chl-a、T-N、T-P で経年的に濃度の減少がみられ、I-N、I-P は経年的に同程度かやや増加する。非導水期間は経年的に単調に増加するなどの一定した挙動を示さない。そこで、表 4-2-2 の統計値より 2007-2009 と 2000-2004 の差から創成導水による効果、2010-2011 と 2007-2009 の差から石狩導水の効果、2010-2011 と 2000-2004 の差から導水を継続した効果を比較した 6 ヶ月平均の結果から導水期間中の変化として、創成導水により BOD が増加し、他は減少すること、石狩導水により I-N、I-P が増加し、他は減少すること、導水を継続することで BOD 1.0mg/L、Chl-a 50 μ g/L、T-N 0.19mg/L、T-P 0.03mg/L の濃度減少となり、I-N 0.14mg/L、I-P 0.002mg/L の濃度増加となった。

この結果から導水により有機物の減少が顕著で、無機栄養塩の増加は石狩導水による負荷供給と藻類減少にともなう消費量の減少によるものと推察される。また、12 ヶ月平均では Chl-a のように経年的に減少から増加に転じる項目もあり、非導水期の濃度が影響していると推察される。

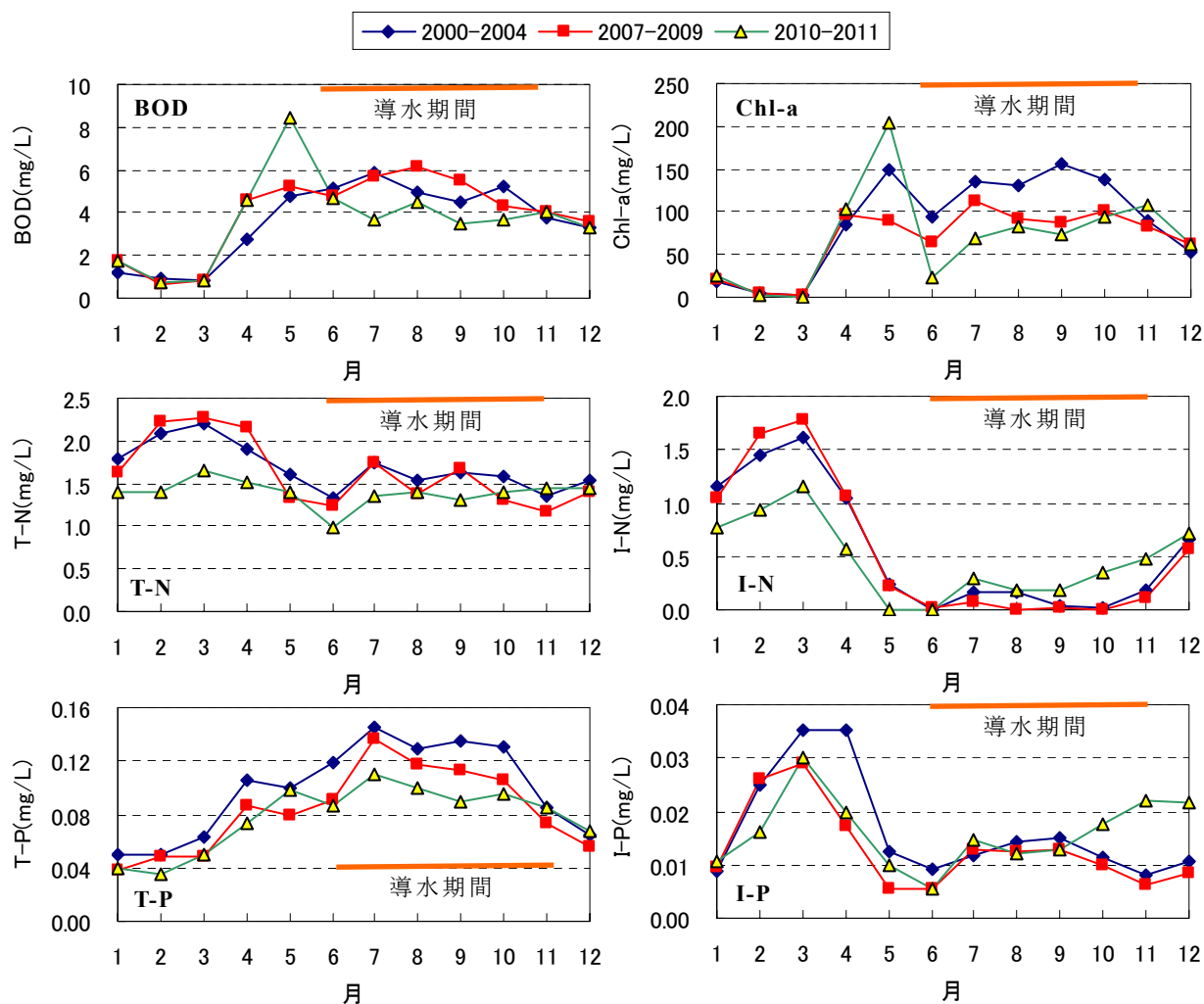


図 4-2-2 上部湖盆における水質変化

表 4-2-2 上部湖盆における水質統計値の比較

		BOD mg/L	Chl-a μg/L	T-N mg/L	I-N mg/L	T-P mg/L	I-P mg/L	BOD75% mg/L
6ヶ月平均 (6月 ~11月)	2000-2004 (導水なし)	4.9	124	1.52	0.09	0.124	0.012	-
	2007-2009 (創成導水)	5.1	90	1.41	0.03	0.106	0.010	-
	2010-2011 (石狩導水+創成導水)	3.9	74	1.31	0.25	0.094	0.014	-
12ヶ月平均	2000-2004 (導水なし)	3.6	87	1.69	0.56	0.098	0.016	4.6
	2007-2009 (創成導水)	3.9	68	1.63	0.54	0.083	0.013	4.9
	2010-2011 (石狩導水+創成導水)	3.6	71	0.95	0.47	0.056	0.016	4.4
石狩導水原水		0.9	-	1.40	0.87	0.077	0.028	

b) 樽川合流前での変化

図 4-2-3 に年周変動の変化、表 4-2-3 に水質統計値を示す。

年周変動から樽川合流前では T-N、I-N は経年的な濃度低下傾向を示している。また、Chl-a は導水期間中に年々濃度が低下するが、非導水期間では経年的な挙動は一定していない。その他の項目は明確な変化は確認されなかった。

6 ヶ月平均の統計値をみると、創成導水により I-P は増加し、他の項目は減少していた。さらに石狩導水により T-P、I-P、BOD は増加し、他の項目は減少した。導水を継続することで BOD 0.2mg/L、Chl-a 18μg/L、T-N 0.97 mg/L、I-N 0.87mg/L、T-P 0.03 mg/L の濃度減少となり、I-P 0.007mg/L の濃度増加となっていた。

樽川合流前では T-N、I-N の濃度減少が顕著であり、BOD、Chl-a、T-P が減少していることから、有機物の減少が示唆される。ただし I-P は濃度が増加していた。導水原水水質と比較すると窒素、リンともに希釈されると推察される。しかし、I-P は増加傾向となり、有機物の減少が顕著であることから、プランクトンにより消費されない I-P の蓄積が推定される。他の要因として流入 SS や巻上げ供給の増加が想定されるが、検証できていない。また、12 ヶ月平均では Chl-a、T-N、I-N の経年的な減少、I-P の経年的な増加が確認された。

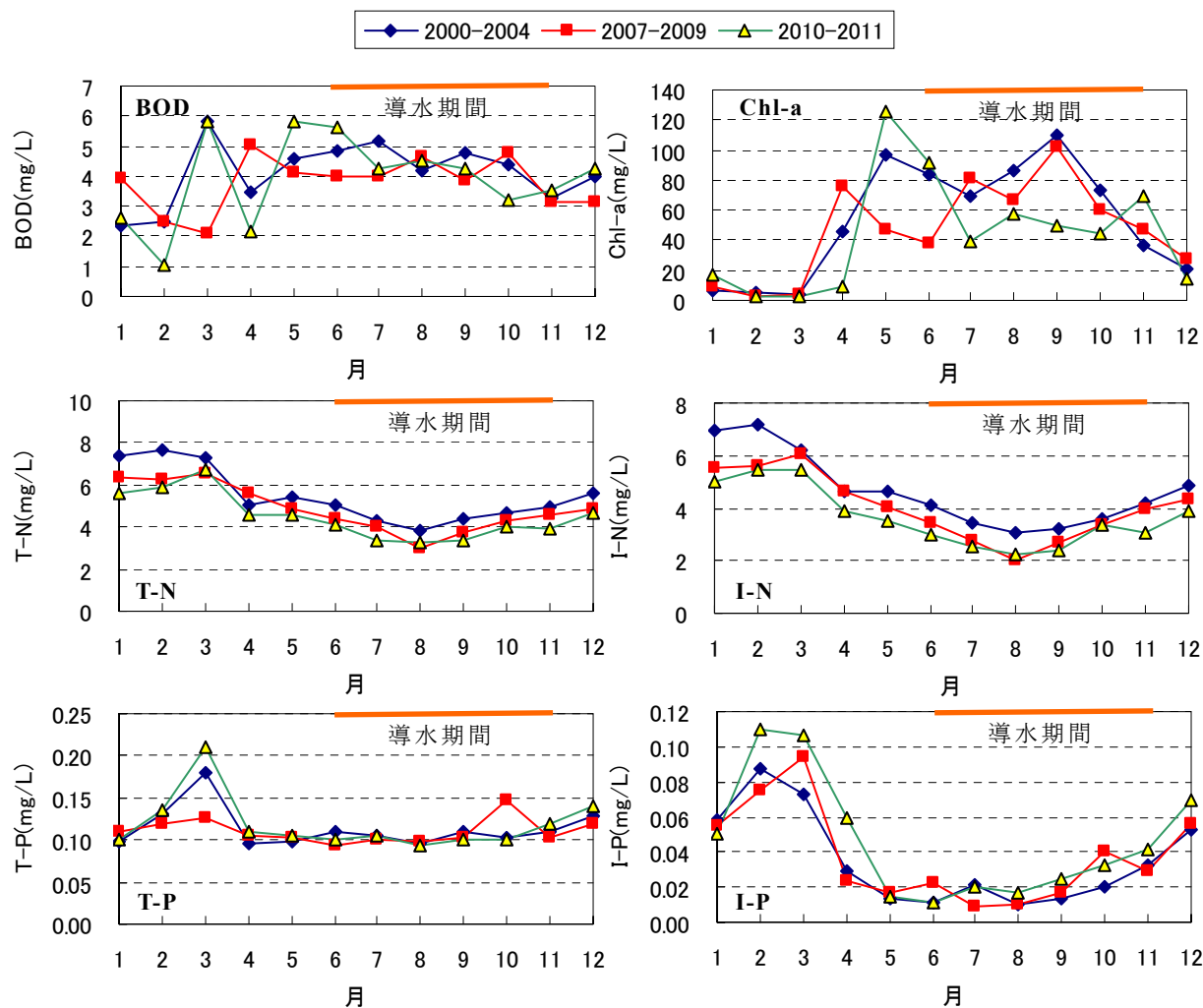


図 4-2-3 樽川合流前における水質変化

表 4-2-3 樽川合流前における水質統計値の比較

		BOD mg/L	Chl-a μg/L	T-N mg/L	I-N mg/L	T-P mg/L	I-P mg/L	BOD75% mg/L
6ヶ月平均 (6月 ～11月)	2000-2004 (導水なし)	4.4	76	4.53	3.60	0.106	0.018	—
	2007-2009 (創成導水)	4.1	66	4.01	3.04	0.107	0.021	—
	2010-2011 (石狩導水+創成導水)	4.2	58	3.50	2.77	0.103	0.025	—
12ヶ月平均	2000-2004 (導水なし)	4.1	53	5.47	4.67	0.114	0.035	4.6
	2007-2009 (創成導水)	3.8	47	4.88	4.03	0.111	0.037	4.3
	2010-2011 (石狩導水+創成導水)	3.9	44	4.47	3.65	0.118	0.046	4.5
創成導水原水		0.8	—	0.40	0.31	0.012	0.008	4.8

c) プランクトン組成の変化

図 4-2-4、図 4-2-5 に上部湖盆、樽川合流前でのプランクトン現存量の組成比較図を示す。各年の導水期間に合致する 6 月～11 月の積算値を求め、2000-2004 年の平均を導水無し、2007-2009 年の平均を創成導水、2010-2011 年の平均を石狩導水+創成導水としてまとめた。

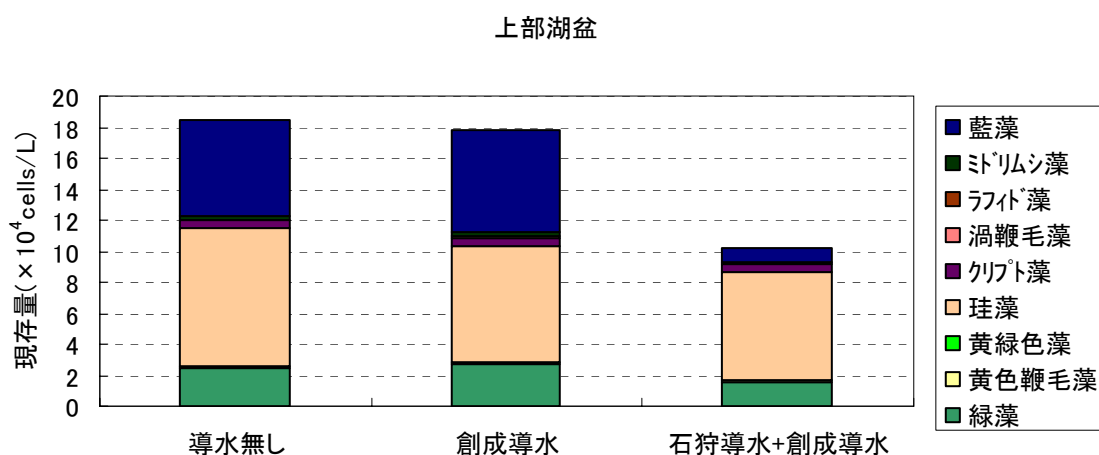


図 4-2-4 上部湖盆における植物プランクトン現存量の変化

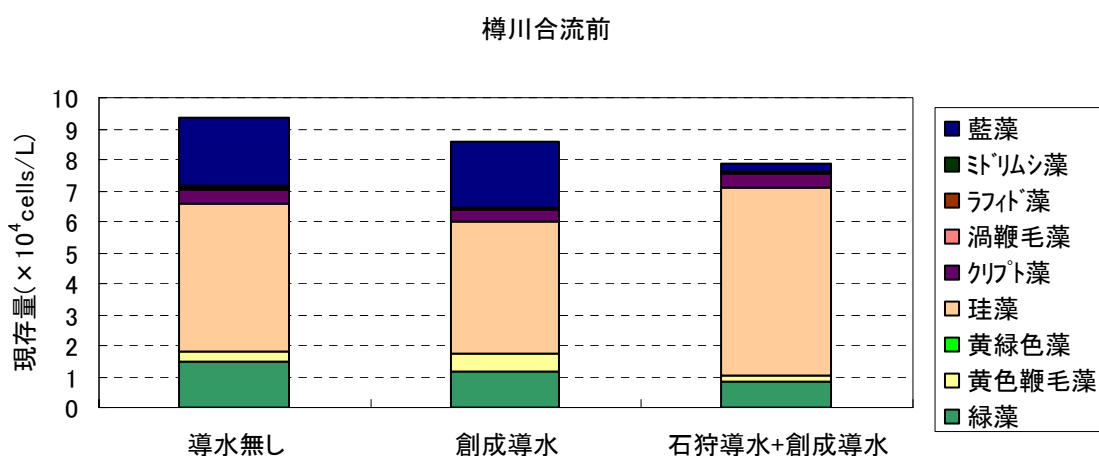


図 4-2-5 樽川合流前における植物プランクトン現存量の変化

この結果から導水を継続することで年々プランクトン数が減少していることが確認された。特に藍藻の減少が顕著である。また、優先種は導水前後もほぼヒメマルケイソウであり、出現種はほぼ変化していなかった。地点毎にみると上部湖盆では石狩導水を行うことで、藍藻の減少が顕著となった。このとき、珪藻などは急減しておらず、生物環境は維持されていることが推定される。年間の平均気温は 2000-2004 年で 8.98℃、2007-2009 年で 9.43℃、2010-2011 年で 9.84℃であり、年々上昇傾向にあり、藻類増殖に有利であるにもかかわらず、現存量が減少することや、藍藻は気泡を有した浮遊性の強い種であることから導水の希釈や流出助長による押出し、滞留時間短縮の影響が強いと推察される。

d) 観測結果による導水効果

以上の結果から茨戸川の導水による BOD の減少効果は、直接的な希釈と滞留時間の短縮による内部生産の減少に起因すると推察される。さらに、T-N や I-N の減少、I-P の増加が特徴的である。また、上部湖盆の創成導水による BOD の増加は、図 4-2-6 に示す 2009 年 11 月 4 日に行われた縦断水質観測結果⁷⁾を参考すると、創成導水で KP17 付近の高濃度 BOD が上部湖盆に押し寄せられること、同様に樽川合流前での石狩導水による BOD の増加は石狩導水で KP11 より上流の高濃度 BOD が押し出されることが原因と推察される。しかし、導水を継続することで BOD の 6 ヶ月平均は減少効果を示している。

一方、BOD75% 値の評価では非導水期間の水質が反映され、減少効果が低くなる。これら BOD75% 値は行政上の管理基準でもあることから、BOD が非導水期の 4 月～5 月に高い値を示す要因を把握する必要がある。図 4-2-1、図 4-2-2 から 3 月の無機栄養塩の増加、4 月の Chl-a の増加と連動する挙動がみられ、経年的な導水影響が重要と推察される。

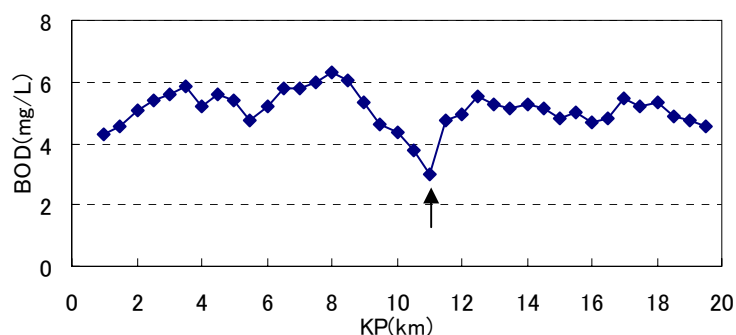


図 4-2-6 BOD 縦断分布（2009 年 11 月観測）

4-2-3. モデルによる導水効果の試算

導水の有無による長期間の水質予測を行い、導水による効果を試算した。変更条件は導水量と導水による流入負荷量の有無のみとし、2007年1月1日～2010年12月31日の再現計算と導水を一切行わなかった場合の予測計算を行った。

まず、山口橋、観音橋、志美運河での自記式流向流速計(アレック電子 Compact-EM)の30分間隔での連続観測結果¹⁰⁾、¹¹⁾の流量と計算流量(出力間隔

表 4-2-4 流量統計の比較

		観測流量		再現流量		導水無し流量	
		順流	逆流	順流	逆流	順流	逆流
		m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
'00 ～ '04	山口橋	1.1	-0.6	-	-	-	-
	観音橋	4.1	-3.1	-	-	-	-
	志美運河	15.2	-7.9	-	-	-	-
'07 ～ '09	山口橋	2.6	-1.8	2.0	-1.5	1.6	-1.1
	観音橋	7.3	-6.4	6.9	-6.1	6.0	-5.2
	志美運河	25.7	-19.5	25.5	-19.8	24.8	-20.4
'10	山口橋	2.8	-1.9	2.9	-1.6	2.5	-1.9
	観音橋	6.8	-6.2	7.1	-5.8	6.5	-5.8
	志美運河	37.6	-15.5	36.9	-16.9	34.9	-17.8

1時間)の6～11月の結果を導水状況毎に平均し、表 4-2-4 で比較した。ここで、茨戸川の水理構造から導水で順流と逆流がどのように変化するかを確認するため、順流と逆流を各々に平均し、比較した。観測流量から導水開始後の2007年以降は2000-2004に比べ、山口橋や観音橋で順流、逆流ともに流量が増加し、狭窄部での交換が活発になり、滞留時間の短縮傾向を示唆した。一方で、志美運河では年々流出傾向が増加していた。

次に、計算結果の再現流量はほぼ観測流量と一致していた。導水無しの計算結果と比較すると、2007-2009の山口橋のように順流と逆流の合算は導水の有無によらずほぼ同値となるが、順流と逆流を分離することで導水により逆流量が増加していることがわかる。この結果から創成導水により観音橋の逆流量が増加し、石狩導水により上流から正味の順流量が増加する結果となった。

a) 上部湖盆での予測結果

計算値を月毎に平均し、再現計算結果から導水無しの試算結果を減じた値と月平均導水量を図 4-2-7 に示す。水質変化量は導水の有無による濃度変化を表し、正值は導水により水質濃度が増加したこと、負値は導水により水質濃度が減少したことを表している。図から2007年～2009年の創成導水中のBODの濃度減少は0～0.2mg/Lとなり、2010年の石狩導水中のBODは0～1.4mg/Lの濃度減少を示した。このとき、石狩導水の導水量が多いほど減少量が大きくなった。

I-Nは創成導水中にほぼ変化が見られず、石狩導水により濃度が減少する結果となった。これは、石狩導水と下流側(生振8線側)のI-N濃度は、上部湖盆のI-N濃度より高いが、逆流による負荷量が石狩導水による負荷量よりも高いため、導水によって順流が卓越すると上部湖盆への流入負荷量が減少する¹²⁾ことから、I-N濃度の計算値が減少する結果となる。観測結果とは逆の挙動となり、その要因は、計算上は大気からの窒素供給を考慮していないこと、順流傾向を過大評価している(表 4-2-4 参照)こと、実態上は内部生産の減少によるI-N消費の減少などが考えられる。この結果から、計算上はたとえ導水負荷を供給しても、逆流負荷を上回らない限り、I-Nは増加しないことが示唆される。

I-P は創成導水中にほぼ変化が見られず、石狩導水により濃度が増加する結果となり、観測結果と一致した。これは内部生産の抑制により消費されずに濃度が増加することと導水による負荷供給の結果である。なお、上部湖盆は窒素律速の内部生産形態¹³⁾であり、リン律速の内部生産に転換した場合でも、夏期の I-N 濃度が低く、I-N 負荷が低下する限り BOD は増加しないと想定される。

b) 樽川合流前での予測結果

図 2-2-7 から創成導水中の BOD 濃度の減少は 0~1.0mg/L で導水量の増加に伴って、減少量も大きくなる。石狩導水中の BOD 濃度減少は 0~0.8mg/L で、石狩導水により若干、減少量が小さくなった。注目すべきは 2008 年から 2009 年の冬期間に濃度減少の効果が消失せず、次年度に繰り越される結果である。このため経年的な減少傾向がみられ、直線回帰の傾きから 0.11mg/L/year の継続効果となった。

I-N は導水量に応じた下水排水の希釈と順流の卓越によって上流側の濃度が低い I-N が流下することで濃度が減少する結果となり、観測結果の傾向と一致した。また、継続効果は 0.25mg/L/year の低下となった。

I-P は下水排水を加味した導水原水が茨戸川の I-P 濃度より高く、負荷供給となること、内部生産抑制による未消費分が蓄積することで濃度が増加する結果となる。この結果は観測結果と一致した。また、継続効果は 0.0037mg/L/year の上昇となった。

以上の結果、導水による窒素の濃度減少が内部生産に影響し、BOD の継続的な濃度減少に連動すると考えられる。また、導水による直接的な希釈効果に加え、複数年の継続で、さらなる減少効果が得られた。

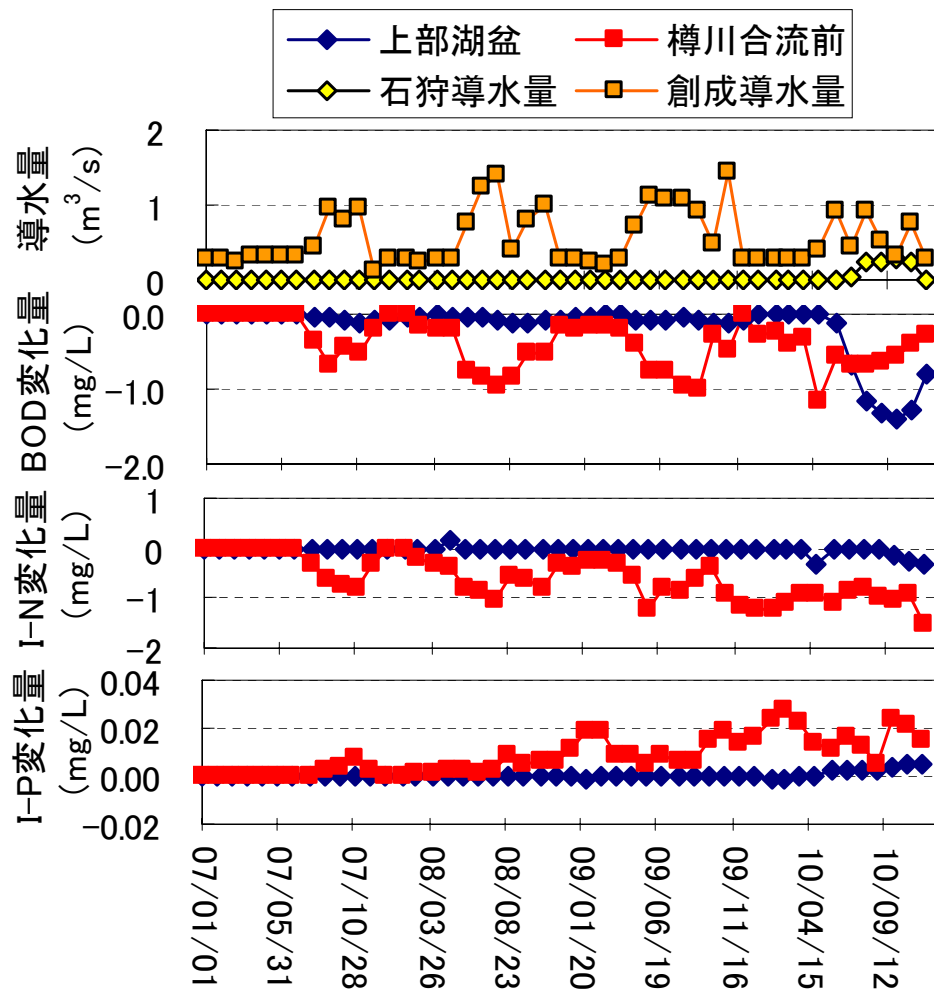


図 4-2-7 導水前に対する導水後の水質変化量

c) BOD75%値の比較

行政上の目標は BOD75%値で設定されることが多い、そこで、計算結果について月平均値から各年の BOD75%値を見積もった。表 4-2-5、表 4-2-6 に再現計算と導水無し試算および計算上の導水による減少量、観測値との比較をまとめる。両地点とも観測値と再現計算の BOD75%はおおよそ傾向が一致していた。このとき、導水無し試算の結果は両地点とも年々増加しており、気温上昇による内部生産の増加と考えられる。このため、再現計算の BOD75%値も気温上昇の影響を受けて増加傾向を示し、導水による減少効果が相殺されたとみられる。この結果より本研究で構築したモデルにより、結氷や導水、気象などの影響を考慮することで、実現象を確認できた。

また、4 年間導水を行ったときの BOD の減少効果は上部湖盆で 1.04mg/L、樽川合流前で 0.63mg/L と推定される。これは、観測値からの改善量とほぼ一致した。

以上の結果から、創成導水、石狩導水により茨戸川の BOD は観測上も計算上もおおよそ 1mg/L の減少効果があることが明らかとなった。しかし、気温上昇等の要因により単年度毎の観測値(特に BOD75%値)に減少効果が表れない可能性も示唆された。一方で、導水を継続することで、I-N が経年的に減少し、内部生産の減少、BOD の減少となる効果が表れることがわかった。同時に I-P 増加が確認され、石狩導水の継続とともに注視していく必要がある。

表 4-2-5 上部湖盆での BOD75%値比較

	観測値	再現計算	導水なし試算	計算での BOD減少量
2007年	4.20	4.25	4.29	-0.04
2008年	5.30	4.65	4.72	-0.06
2009年	5.20	4.94	5.01	-0.07
2010年	4.30	4.60	5.64	-1.04

表 4-2-6 樽川合流前での BOD75%値比較

	観測値	再現計算	導水なし試算	計算での BOD減少量
2007年	4.20	4.36	4.65	-0.29
2008年	4.50	4.62	4.72	-0.10
2009年	4.10	4.14	4.78	-0.64
2010年	4.80	4.52	5.16	-0.63

4-2-4. 今後の予測

2007 年より創成導水、2010 年より石狩導水が行われ、今後は 2012 年に流域処理場の改善工事、2014 年に豊平川から伏古川への環境維持のための導水が予定されている。それらの影響をみこんで、茨戸川の水質予測を行った。2007 年を事業開始年として、気象などの入力条件は同一として、事業計画に沿った計画導水量（創成 $1.5\text{m}^3/\text{s}$ 、石狩 $1\text{m}^3/\text{s}$ 、雁来 $1.5\text{m}^3/\text{s}$ ）や処理場の負荷量削減予測（現状の 30%削減）を反映させて BOD75%値の予測値を図 4-2-8 に示す。この結果 2017 年に樽川合流前以外で環境基準 B 類型（BOD3mg/L）を達成すると想定され、2027 年には樽川合流前でも環境基準を達成できると予想される。

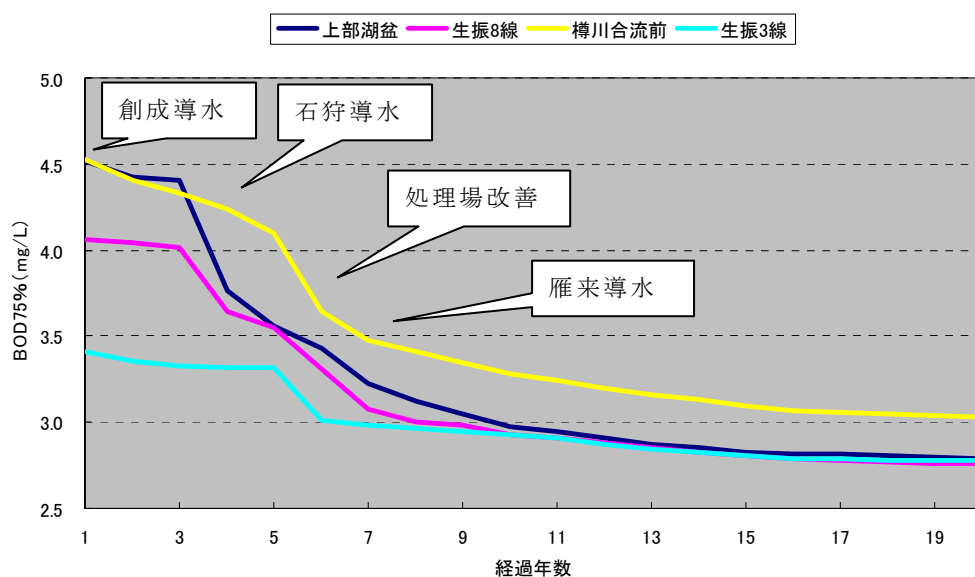


図 4-2-8 今後の茨戸川 BOD 推移の予測

実際には洪水などの自然要因の影響で随時状況が変化する。そのため、適切なモニタリング結果や将来に想定される変化を見込んで、計画にフィードバックして、より効果的な施策実施へと発展させることで、茨戸川の水環境改善が実現できると期待される。

4-3. 第4章まとめ

構築したモデルを用いて導水による茨戸川の水質改善策を検討し、その事前評価を行った。その結果、最上流端より $1\text{m}^3/\text{s}$ 相当 ($86,400\text{m}^3/\text{day}$) の導水を3年間継続する手法を提案した。これらの改善機構は導水によって、順流傾向が助長され、逆流の抑制、滞留時間の短縮などの流況改善の効果と、浄化用水による直接希釈や逆流抑制に伴う負荷量の削減など収支としての負荷削減の効果、物質循環においてプランクトンの減少→有機物の減少→無機栄養塩の減少→プランクトンの減少という改善サイクルの効果によって水質が改善されることを示した。

提案した導水手法により、実際に導水施設が建造され、運用が開始された。モニタリング結果より導水による事後評価を行った。その結果、導水によって流況、水質が改善し、特にアオコの原因である藍藻増殖が抑制されていることが確認された。しかし、BOD75%値においては改善効果が反映されず、さらに、導水によってリン成分が増加する傾向も確認された。

これらの要因を検討するためにモデルによる分析を行った。その結果、導水中の改善は明瞭であるが、非導水期の水質影響や気温上昇の影響により効果が相殺されていることが推察された。さらに、リン成分の増加はプランクトン抑制にともなって、プランクトンに消費されるリン成分が減少したため、残留することが示唆された。一方、導水を複数年継続することで、窒素の逆流による供給を抑制するため、年々改善効果が増すことが示された。しかし、同時にリンの蓄積も進行するが、窒素の負荷収支が増加しない限りは悪影響を与えないことが推定された。

以上より本研究の成果は実際の水質改善事業である「茨戸川清流ルネッサンスⅡ」に反映され、水質改善が進行したことを確認した。流域の水循環構造を明らかにし、水質予測モデルを構築し、様々な検討を行ったことで、実務レベルへの展開が可能となった。

【参考文献】

- 1) 北海道開発局 石狩川開発建設部：平成 17 年度茨戸川清流ルネッサンスⅡ水質調査資料整理業務報告書、2006.
- 2) 杉原幸樹、中津川誠、秋山泰裕、坂井一治、益塚芳雄：茨戸川の水質改善に向けた導水効果の検証、河川技術論文集、第 14 巻、pp.491-496、2008.
- 3) 杉原幸樹、益塚芳雄、中津川誠：茨戸川における導水に係る水質予測、平成 19 年度 土木学会北海道支部論文報告集、第 64 号、G-3、2008.
- 4) 北海道開発局：平成 20 年度 河川事業再評価原案準備書 石狩川下流直轄総合水系環境整備事業（水環境整備）、2008.
- 5) 北海道開発局：平成 22 年度 河川事業再評価原案準備書根拠資料 石狩川総合水系環境整備事業、2010.
- 6) 矢部浩規、高橋一浩、辻珠希：ヘドニックアプローチの適用による水質改善の便益評価ー札幌市茨戸川ー、河川技術論文集、第 7 巻、pp.441-446、2001.
- 7) 山崎裕介、二瓶泰雄、猪爪高見、西村司：浄化用水量の変化が手賀沼の水質環境に及ぼす影響、河川技術論文集、第 9 巻、pp.505-510、2003.
- 8) 竹内清文、柳沼昌浩、横山博保、富家雄一：河川浄化導水事業による水質改善効果評価に関する研究-綾瀬川・芝川における一考察-、河川環境総合研究所報告、第 13 号、pp.60-71、2007.
- 9) 杉山広明、開地勇介、川本拓也、松尾直規：中川運河導水が堀川の水質に及ぼす影響に関する研究、土木学会年次講演会要旨集、第 62 巻、pp.2-146、2007.
- 10) 北海道開発局 札幌開発建設部：平成 22 年度 石狩川本流水質調査外業務報告書、2011.
- 11) 北海道開発局 石狩川開発建設部：茨戸川外水環境調査業務報告書、平成 17 年度～平成 21 年度.
- 12) 杉原幸樹、中津川誠、秋山泰裕、坂井一治、益塚芳雄：茨戸川の水質改善に向けた導水効果の検証、河川技術論文集、第 14 巻、pp.491-496、2008.
- 13) 杉原幸樹、濱原能成、加藤晃司、中津川誠：茨戸川の富栄養化に関する総合的解析その 2ー負荷収支の推定と生態系モデルによる水質シミュレーションー、北海道開発土木研究所月報、No.615、pp.10-24、2004.

第5章 気候変動の影響と対応

これまでの結果から導水による効果を評価するうえで、非導水期の4月～5月にBODが上昇し、BOD75%値に改善効果が反映されづらいこと、気温の上昇傾向によって水質の赤が懸念されることが明らかとなった。春期のBODは解氷にともない上昇するため、結氷による影響を把握することが重要となる。これらから、導水効果への長期的、自然的影響要因としては気候変動が考えられる。

また、IPCC第4次評価報告書¹⁾では世界各地の河川・湖沼における結氷日と解氷日の観測結果から気温の上昇傾向によって結氷日が100年あたり 5.8 ± 1.6 日遅く、解氷日が100年あたり 6.5 ± 1.2 日早くなっており、結氷期間が短縮されていることが報告されている。しかし、結氷期間の短縮による水質影響については不明確である。この点については気温の上昇により結氷期間が短縮されると嫌気化する期間が短縮されるため、水質が改善されることが想定される。しかし、解氷後には気温上昇により水質が悪化することも想定されており、相反する効果がどのように影響するかは不明確である。

さらに、茨戸川においては結氷期間の観測などは行われておらず、解氷時期などは不明である。茨戸川の春期水質からも、結氷期間と水質との関係に注目して、気候変動の影響を検討した。

5-1. 札幌における気候変動の実態

5-1-1. 札幌における気温の推移

2001年から2010年の札幌地点の気温データを整理²⁾し、年平均気温と12月～5月の各月の平均気温の変化を図5-1-1に示す。この間の年平均気温は年々上昇傾向を示し、直線回帰による傾きから $0.11^{\circ}\text{C}/\text{年}$ の上昇となっていた。また、各月の平均をみると12月、1月の平均気温の上昇傾向が顕著であり、4月の平均気温は低下傾向を示していた。他の月は明瞭な傾向は見られなかった。

次に、積算寒度、積算暖度、真冬日日数の変化を図5-1-2に示す。ここで、積算寒度は前年11月1日から4月30日までの氷点下の日平均気温の絶対値を日単位で積算した値(例えば2001年のデータは2000年11月から2001年4月までの積算値)、積算暖度は1月1日から5月31日までの 0°C 以上の気温の積算値を表す。

真冬日日数は年々減少し、冬季の気温が上昇傾向にあることを示している。そのため、積算寒度も年々低下傾向を示した。また、積算暖度は低下傾向が見られ、4月の気温が低下している影響と考えられる。この結果から12月、1月は平均気温が上昇するが、4月は低下し、必ずしも年平均気温の上昇傾向とは一致しないことが示唆される。また、冬期の気温上昇は結氷期間に影響を及ぼすと考えられるが、茨戸川においては結氷日などの観測は行われていない。そこで、利水者への聞き取り調査や定期観測時の作業写真と積算寒度から結氷日の推定を行った。

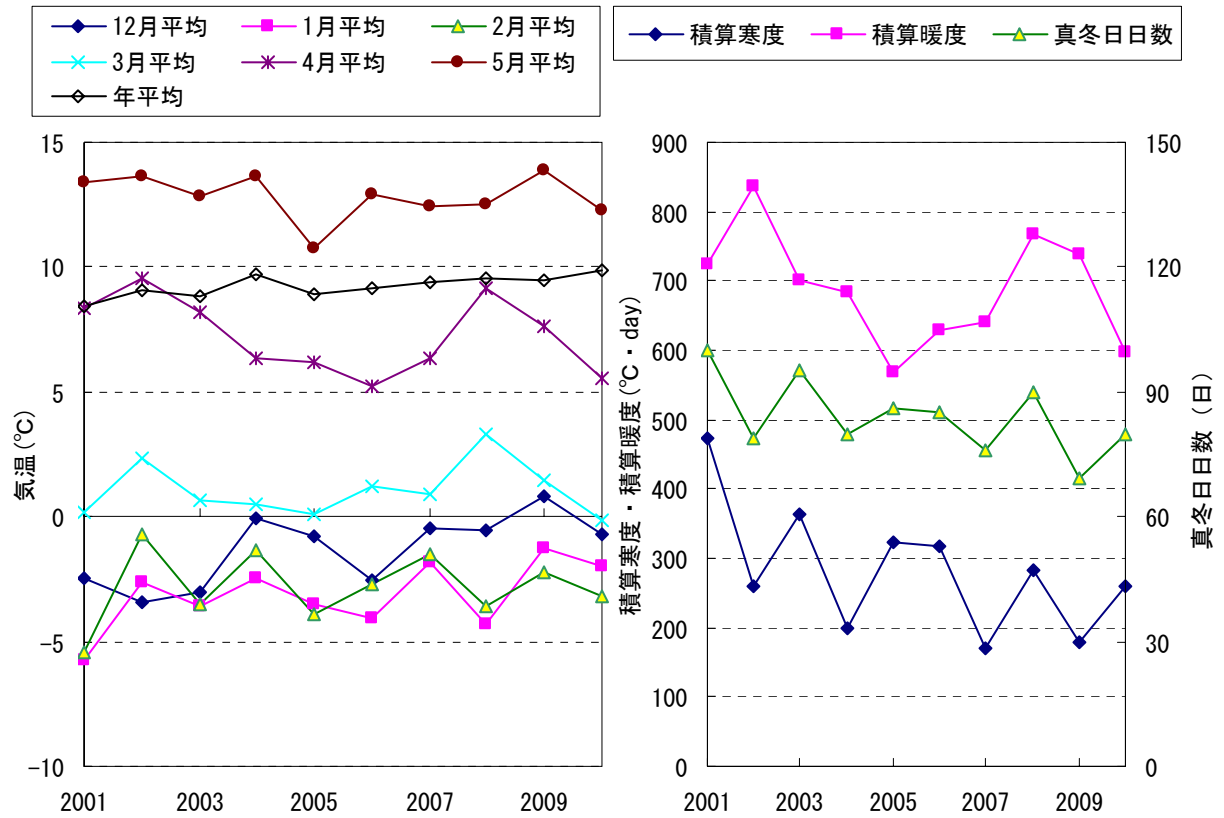


図 5-1-1 気温の変化

図 5-1-2 積算寒度、積算暖度、
真冬日日数の変化

5-1-2. 結氷日、解氷日の推定

図 5-1-3 に 2001 年から 2010 年の積算寒度の推移および定期観測日を白丸で示す。ここで、いずれの年も 12 月の観測時の写真をみると水面はほぼ無氷であり、凍っていても写真 5-1-1 に示すように薄氷状態であった。一方、1 月の観測時には、いずれの年も写真 5-1-2 に示すように氷上で観測ができるほどに結氷が進んでいた。本研究では結氷日を全面結氷し、氷上に乗れる程度の厚さまで氷が成長した状態として取り扱う。

図 5-1-3 の 12 月観測における最大の積算寒度は $28.6^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$ となり無氷状態の最大値と設定した。次に、1 月観測の最小積算寒度は $41.6^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$ となり結氷状態の最小値と設定した。これらの値の平均($35.1^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$) を結氷する積算寒度と仮定し、各年の積算寒度曲線から $35.1^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$ となる日を結氷日と設定した。

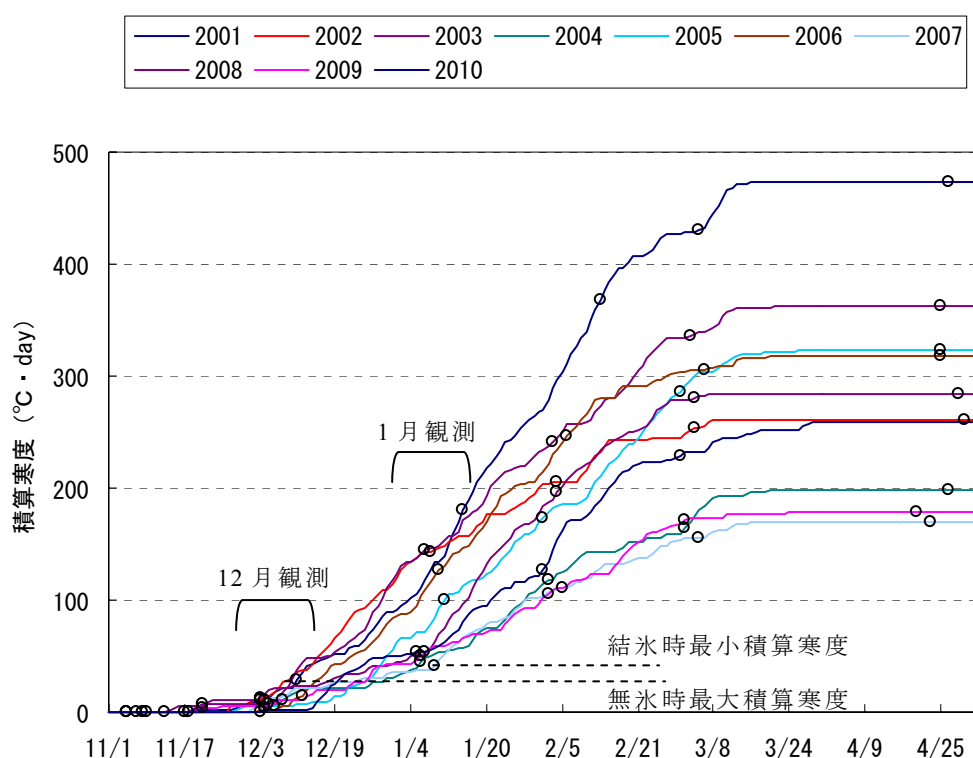


図 5-1-3 積算寒度の推移と定期水質観測日



写真 5-1-1 12 月観測状況
(2007 年 12 月 3 日)



写真 5-1-2 1 月観測状況
(2009 年 1 月 6 日)

次に解氷日を推定する。図 5-1-4 に積算暖度と定期観測日の推移を示す。現地の観測状況からは 3 月の観測時には、いずれの年も写真 5-1-2 のような結氷状態であったが、4 月の観測時にはいずれの年も解氷状態であった。氷厚を考慮すると図 5-1-3 中の 4 月 30 日の積算寒度と等しくなる日から解氷日を見積もれることや、図 5-1-4 中の 3 月の最大積算暖度と 4 月の最小積算暖度の平均から求められると考えられるが、これらの手法では推定した結氷状態が観察状況や利水者の聞き取り情報と一致しなかった。そこで、解氷積算暖度が結氷積算寒度の $35.1^{\circ}\text{C} \cdot \text{day}$ と等しいと仮定し、図 5-1-4 より各年の解氷日を設定した。この仮定で設定した各年の解氷日は、おおよそ観察状況や聞き取り情報と一致していた。

表 5-1-1 に推定した結氷日と解氷日および結氷期間をまとめる。この結果から 2010 年の結氷日の推定結果は機器観測時の観察結果ともよく一致した。また結氷期間が最も長い 2003 年と最も短い 2009 年を比較すると、2009 年は 2003 年より結氷日は 16 日遅く、解氷日は 11 日早くなり、結氷期間が 27 日短縮されていた。これらの比較から最近 10 年の結氷期間は約 1 ヶ月の差が生じていたことがわかり、年々結氷期間が短縮されていることが推察される。

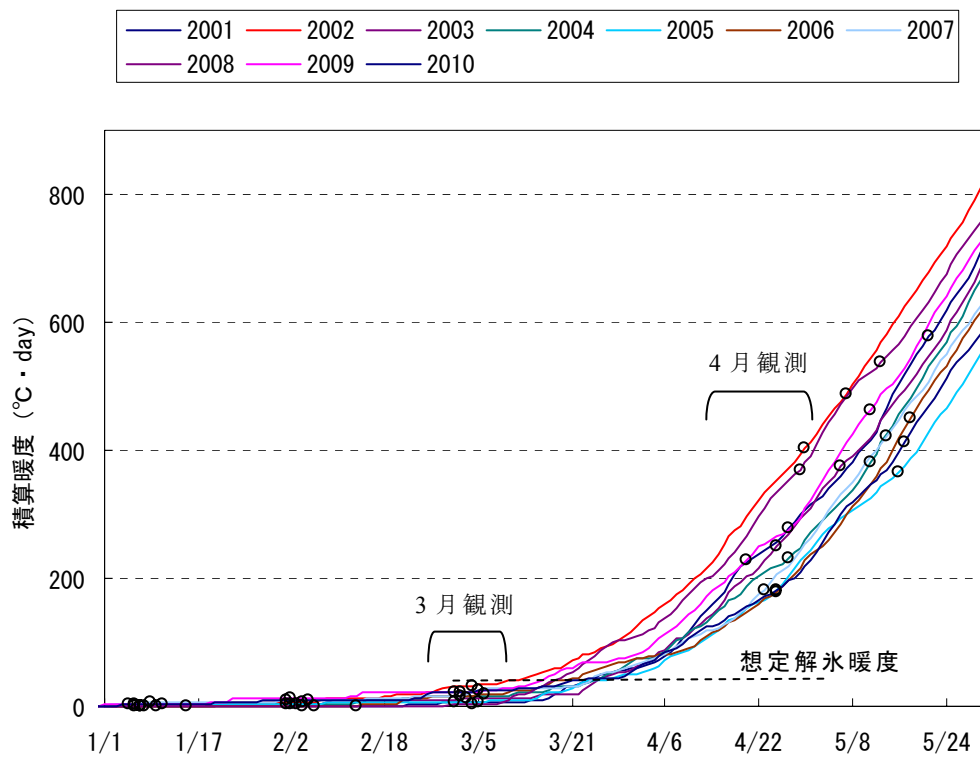


図 5-1-4 積算暖度と定期観測日の推移

表 5-1-1 結氷日、解氷日、結氷期間推定結果

年	結氷日	解氷日	結氷期間(日)
2001	12月12日	3月23日	102
2002	12月11日	3月9日	89
2003	12月11日	3月25日	105
2004	1月3日	3月23日	81
2005	12月27日	3月22日	86
2006	12月16日	3月17日	92
2007	12月31日	3月24日	84
2008	12月25日	3月16日	83
2009	12月27日	3月14日	78
2010	12月21日	3月19日	89

5-2. 結氷期間と水質の関係

5-2-1. 結氷期間と結氷下の水質の関係

2001年から2010年の定期水質データを整理し、結氷期間の水質の変動傾向を検討した。結氷時の観測結果（図 2-5-5 参照）から、結氷期間の影響を確認できる項目として定期水質データより DO、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ を選択した。なお、上部湖盆水質を対象に解析を行った。

a) DO の変化

図 5-2-1 に 2001 年から 2010 年の各月平均の変動を示す。DO は 3 月と 9 月に低下する挙動を示し、茨戸川では 1 月から 3 月に徐々に DO が減少し、4 月から 5 月に増加して結氷条件に対応している。また、図 5-1-1 に示すように 12 月と 4 月の気温の経年推移が逆の傾向を示し、温暖な年と寒冷な年の定義も難しい。1 月～3 月の観測値を表 5-1-1 の結氷期間とともに図 5-2-2 に示すと、定期観測結果は年により変動が大きく、結氷期間との関係性が明瞭ではなかった。

そこで、結氷期間と DO 変化の関係性について確認を行った。表 5-1-1 の推定結氷日より 1 月から 3 月まで観測結果について、各定期水質調査時までの結氷日数を算出し、結氷日数に対する各観測値の分布を図 5-2-3 に示す。この結果から DO が結氷日数に依存していることが確認され、結氷日数が長いほど、DO が減少することが明らかとなった。この傾向は近年の気温上昇により結氷期間が短縮されると、DO の減少が抑制されることを示唆している。

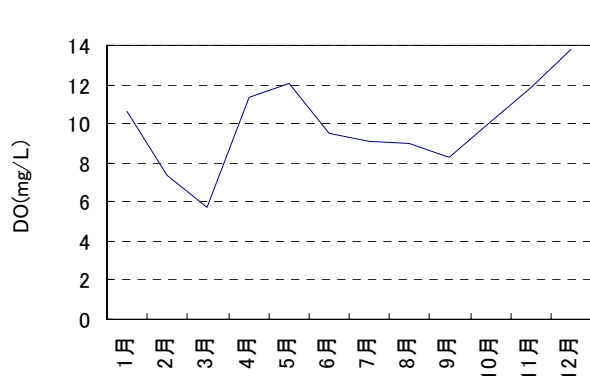


図 5-2-1 DO の年周変化

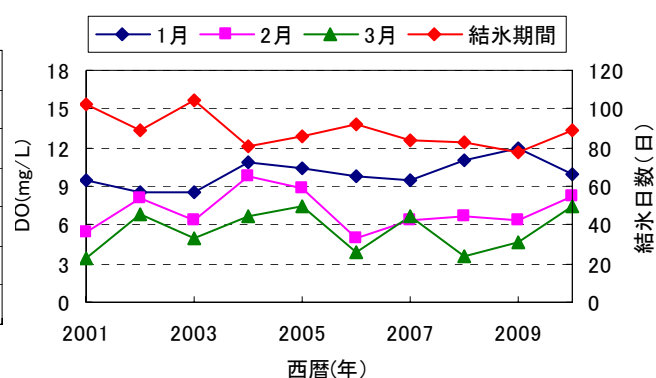


図 5-2-2 結氷期の DO 観測値の推移

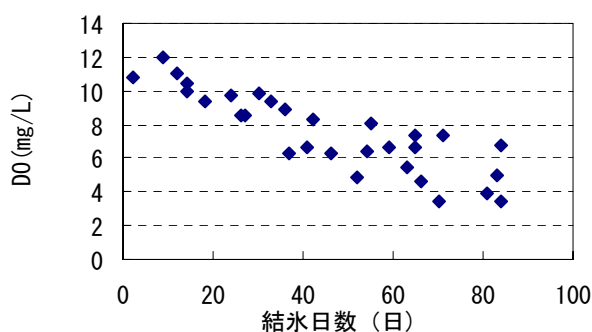


図 5-2-3 結氷日数に対する DO 濃度変化

b) PO₄-P の変化

PO₄-P の 2001 年から 2010 年の平均年周変動を図 5-2-4 に示す。年周変動より PO₄-P は結氷した 1 月から濃度が増加し始め、解氷後の 5 月には急激に濃度が減少する挙動を示した。ここで、PO₄-P 濃度の年間の最大値は 3 月から 4 月になっていた。DO と同様に 1 月から 3 月の定期観測値と結氷期間を図 5-2-5 に示す。この図から 2 月や 3 月の経年的な推移は結氷期間との規則性が確認できなかった。

次に、結氷日数に対する観測値を図 5-2-6 に示す。この結果から結氷日数に依存して濃度が増加し、結氷日数が長いほど、PO₄-P 濃度が増加することが明らかとなった。

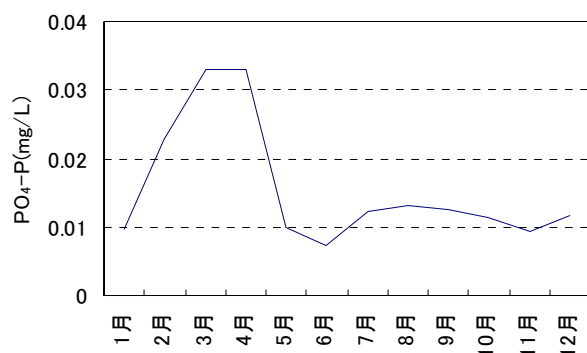


図 5-2-4 PO₄-P の年周変化

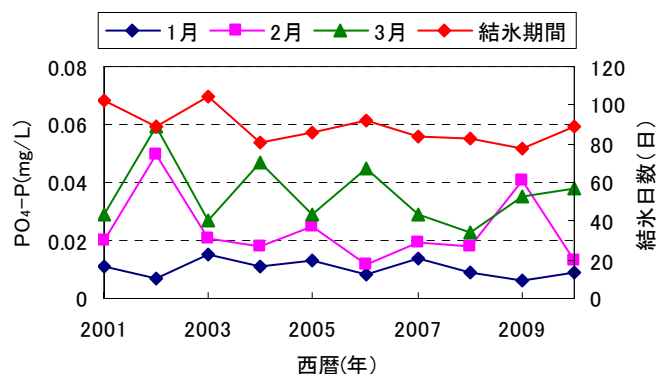


図 5-2-5 結氷期の PO₄-P 観測値の推移

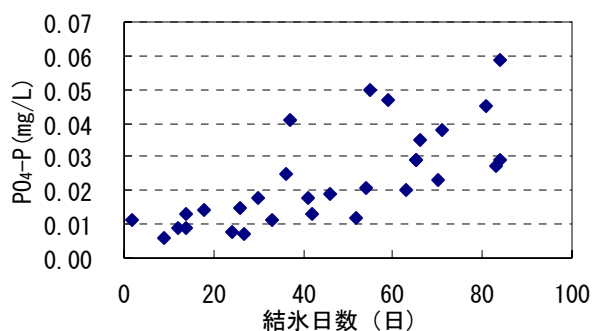


図 5-2-6 結氷日数に対する PO₄-P 濃度変化

c) $\text{NH}_4\text{-N}$ の変化

$\text{NH}_4\text{-N}$ の 2001 年から 2010 年の平均年周変動を図 5-2-7 に示す。年周変動は 12 月から濃度が上昇し始め、3 月に最大値をとっていた。解氷後の 5 月には $\text{PO}_4\text{-P}$ と同様に急激に濃度が低下する挙動となっていた。図 5-2-8 に 1 月から 3 月の観測値の経年推移を示す。この結果からいずれの月も経年的に減少する傾向が見られるが、結氷期間との関係性は不明瞭であった。次に、結氷日数に対する観測値を図 5-2-9 に示す。この結果から結氷日数が長いほど、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が増加することがわかる。この結果と DO の変化から結氷期間が長いほど嫌気化が継続し、溶出量が増加し続けることを示している。これより結氷期間の短縮は $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量を減少させる効果があることが示唆される。

これらの結果から結氷中には嫌気化が進行して、無機栄養塩が溶出し、溶出量は結氷日数に依存することが明らかとなった。この結果は気温上昇による結氷期間の短縮は嫌気化の抑制、無機栄養塩の溶出抑制となり、結氷中の水質が改善されることを示唆している。

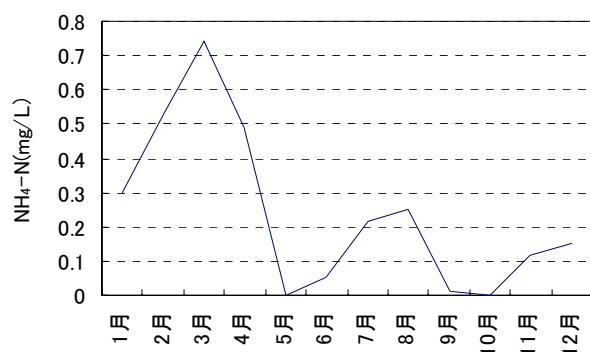


図 5-2-7 $\text{NH}_4\text{-N}$ の年周変化

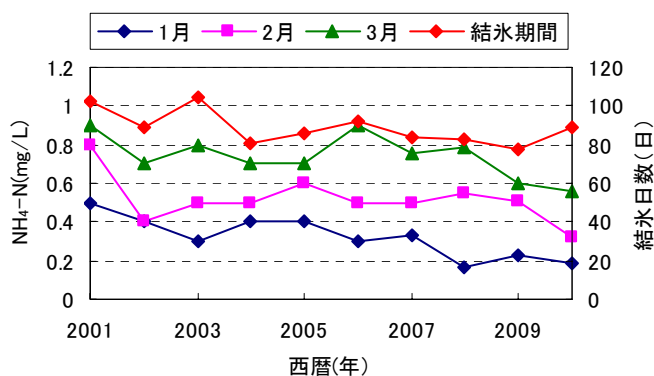


図 5-2-8 結氷期の $\text{NH}_4\text{-N}$ 観測値の推移

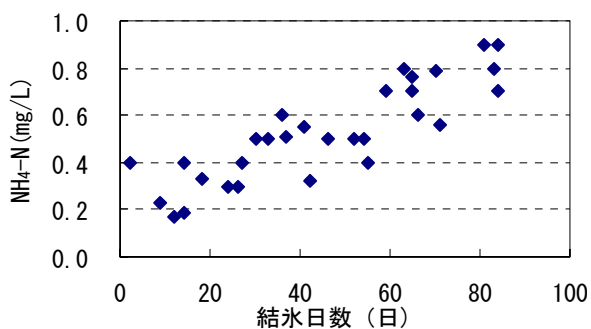


図 5-2-9 結氷日数に対する $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度変化

5-2-2. 解氷後の水質への影響

解氷後に特徴的な変動を示す水温、BOD、Chl-a について年周変動の比較と結氷との関係を検討した。

a) 水温の変化

図 5-2-10 に水温の 2001 年から 2010 年の平均年周変動を示す。結氷期の 1 月～3 月に低下してほぼゼロとなるが、解氷後の 4 月以降に急激に上昇する。解氷後の影響を確認するため 4 月、5 月、6 月の観測値の経年推移を図 5-2-11 に示す。この結果を見ると結氷期間との相関性が明確ではなく、解氷日が重要であると推察される。

そこで、過去の定期観測はほぼ 4 月 3 週、5 月 1 週、6 月 1 週に実施されており、表 5-1-1 の解氷日から各年の定期観測実施日までの日数を求め、解氷後の日数に対してデータを整理して図 5-2-12 に示す。水温は解氷後の経過日数とともに上昇傾向を示し、解氷後 60 日ほどで 15℃となっていた。

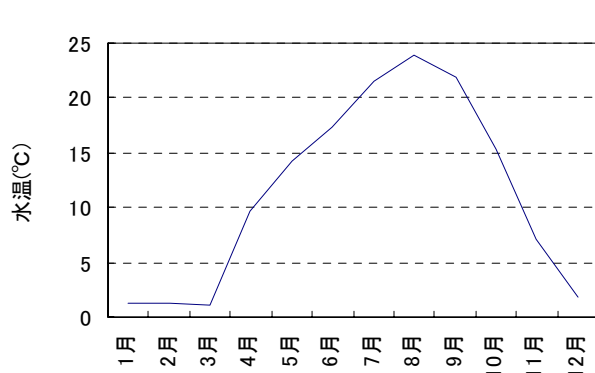


図 5-2-10 水温の年周変化

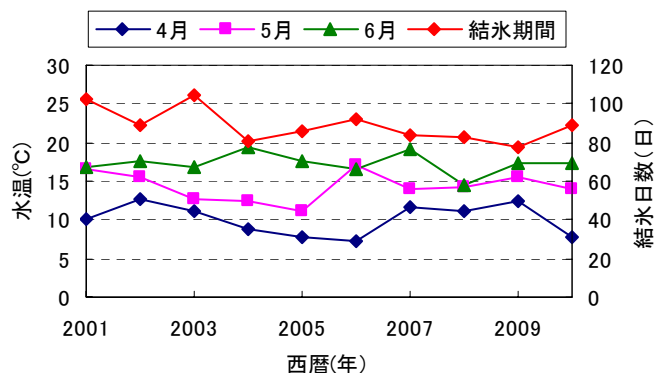


図 5-2-11 解氷後の水温観測値の推移

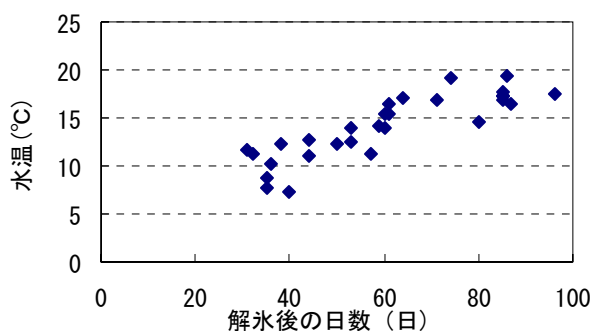


図 5-2-12 解氷後の日数に対する水温変化

b) BOD の変化

図 5-2-13 の 2001 年から 2010 年の平均年周変動をみると結氷期に低濃度となり、解氷後に急増し、5 月、8 月、10 月にピークを有する変動となっている。次に 4 月から 6 月の観測値の経年推移を図 5-2-14 に示す。水温と同様に結氷期間との関係性は明確ではない。そこで、解氷後の日数に対して分布をとると図 5-2-15 に示すように 60 日までは日数の経過とともに上昇傾向を示し、60 日前後でピークを有する挙動がみられた。

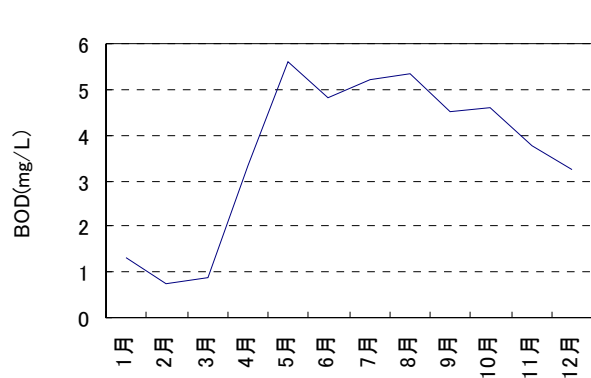


図 5-2-13 BOD の年周変化

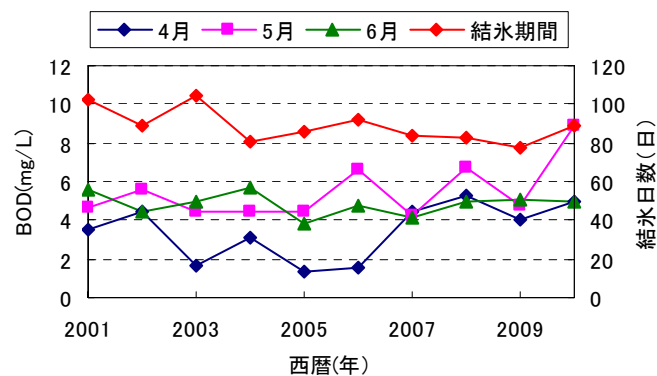


図 5-2-14 解氷後の BOD 観測値の推移

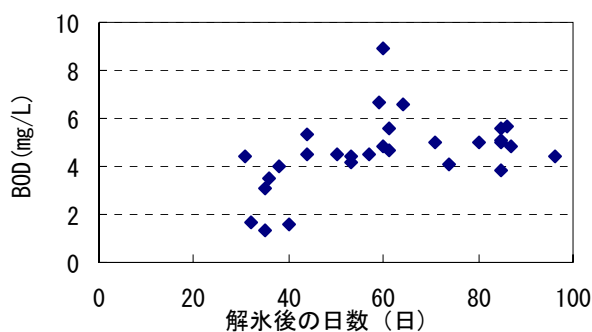


図 5-2-15 解氷後の日数に対する BOD 濃度変化

c) Chl-a の変化

図 5-2-16 に 2001 年から 2010 年の平均年周変動を示す。Chl-a は 4～5 月にピークを有し、6 月に一旦低下するが、7 月以降に再度増加する変動であった。4～6 月の観測値の経年推移を図 5-2-17 に示すが、解氷後の濃度は結氷期間と明瞭な関係性は見られなかった。次に解氷後の日数に対して 4～6 月の観測値を整理し、図 5-2-18 に示す。明確ではないものの BOD と同様の傾向がみられ、解氷後 50～60 日でピークをとる分布となっていた。

この結果と定期水質が毎年ほぼ同一日に行われていることから、結氷期間の短縮は定期観測実施日までの経過日数が長くなることを意味する。よって解氷後 60 日以内に相当する 4 月や 5 月の水質は水温の上昇により Chl-a や BOD も上昇し、水質が悪化することが示唆される。結氷下の水質挙動の考察からは結氷期間の短縮で蓄えられる栄養塩が減少し、水質の改善となる一方で、解氷後を考慮すると結氷期間の短縮は水温上昇が早期化し、水質の悪化が懸念される。これら相反する影響を検討するためには、現状の観測結果のみでは不十分であり、モデルによる検討が有効となる。

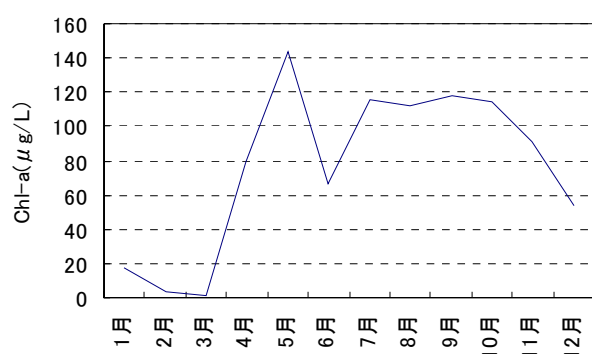


図 5-2-16 Chl-a の年周変化

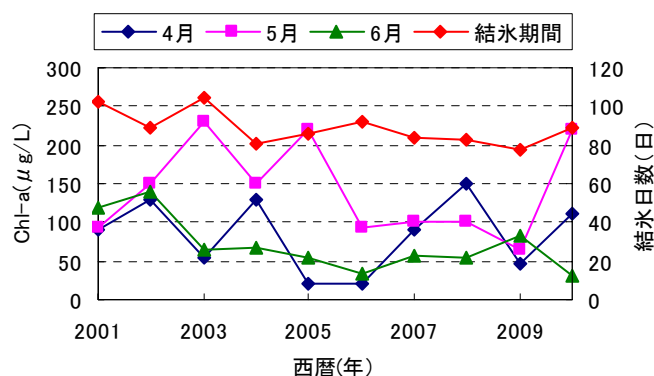


図 5-2-17 解氷後の Chl-a 観測値の推移

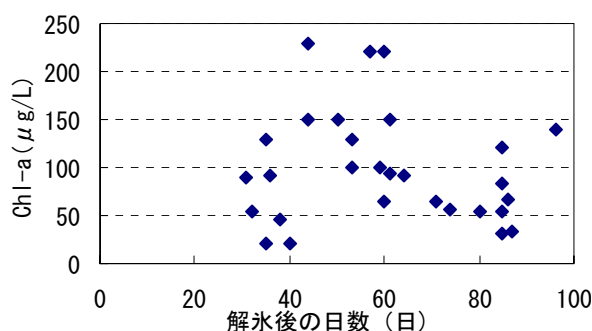


図 5-2-18 解氷後の日数に対する Chl-a 濃度変化

5-3. 気候変動の水質への影響

5-3-1. 再現計算による考察

気候変動の水質への影響を確認するため、モデルによる再現計算の比較を行った。比較項目は BOD、Chl-a、I-P、I-N とした。ここで、比較対象年として図 5-1-3、表 5-1-1 より積算暖度の最も高い 2002 年、最も低い 2005 年、結氷期間の最も長い 2003 年、最も短い 2009 年を選択した。図 5-3-1 に比較図を示す。

解氷後 5 月 1 日付近の BOD 増加に注目すると、2009 年が最もピークの立ち上がりが早く、かつピーク値も高くなっており、次いで 2003 年、2002 年となり、2005 年が最もピークの立ち上がりがお遅く、ピークが小さかった。Chl-a をみるとピーク位置は BOD と同じ序列であったが、ピークの大きさや形状に差異がみられた。

これらは I-P や I-N から BOD や Chl-a のピーク日時に対応して急激に減少しており、栄養塩が枯渇すると BOD や Chl-a は減少に転じていた。

5 月のピーク日時と表 5-1-1 の解氷日を比較すると、ピーク日時は必ずしも解氷日に対応してはおらず。また結氷期間とも明瞭な関連はみられない。計算上は珪藻の最適水温を 15℃に設定していることから、水温が 15℃と算出されたときの栄養塩濃度が高いほど、Chl-a が高く算出される。このことを考慮して結果をみると、I-N の急減が始まるときの濃度の大きさと Chl-a の計算値に関連性がみられる。このことから、結氷期間が長く（蓄えられる栄養塩が多く）、解氷後速やかに水温が上昇するパターンで最もピークが大きくなると考えられる。この結果から、気候変動による水質への影響は解氷時期と解氷後の水温が重要と考えられる。再現計算上は入力条件の気象データや流入負荷データは実測値を用いているために年により変動がある。また、実際の水域では解氷期の水質データ、融雪負荷量の見積もり、解氷時の巻上げ影響など未だ観測されていない要因が残されている。そこで、気温のみを変動要因として予測計算を行った。

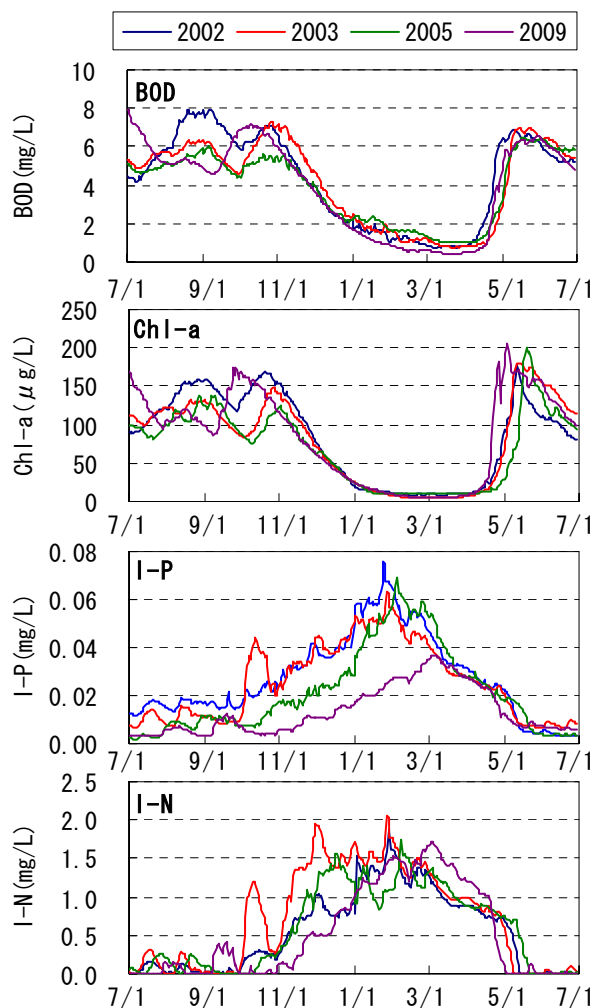


図 5-3-1 計算結果比較

5-3-2. 気温によるモデルの応答

IPCC の第 4 次評価報告書¹⁾によると 2100 年までに 1.1～6.4℃の気温上昇が予想されている。そこで気温が 1.1℃および 6.4℃上昇した場合の、茨戸川における水質影響を試算した。予測条件は 2001 年の再現計算条件を基準とし、気温のみが年間を通して均一に変化し、流入等は変化しないとして行った。

図 5-3-2 に BOD の算出結果を示す。上部湖盆においては気温の上昇により解氷後の珪藻増殖に対応する BOD のピークが早期化し、濃度が高くなる傾向が見られる。その後、夏期の藍藻増殖が抑制される結果となった。一方、樽川合流前においては気温が高いほど解氷期の濃度が高くなる結果となった。また、樽川合流前の結果において 5 月の同じ時期に温度上昇に伴った濃度の増加が確認される。

これは入力条件として下水放流負荷を用いており、基準年の融雪時放流負荷を全てのケースで与えているためと考えられる。この結果は流入負荷が十分にあれば、気温上昇は BOD 濃度の上昇となることを示している。表 5-3-1 に試算結果から年平均 BOD 濃度、解氷時期、結氷期間をまとめる。上部湖盆、樽川合流前共に気温の上昇に従い、BOD 濃度の上昇傾向、解氷時期の早期化、結氷期間の短縮化傾向が結果として算出された。このとき上部湖盆のほうが BOD の上昇傾向が強くなっており、計算上ブロック内の流出量が少ない(滞留時間が長い)場合ほど、プランクトンの流出が減少(最終的に増殖が増すと算出)して BOD 濃度の増加となる。したがって、滞留時間が長いほど、温度上昇により内部生産が活発になり BOD の増加を示すことになる。

年平均値の上昇傾向は基準年と気温を 6.4℃上昇させた場合で、上部湖盆で 1.12 倍、樽川合流前で 1.03 倍となった。福島ら³⁾の報告では河川における BOD の上昇率は気温 1℃あたり 1.03 倍になると予測している。今回得られた結果より茨戸川においては、気温上昇により解氷期にプランクトンの増殖が盛んになり、無機栄養塩の消費量が増し、無機栄養塩濃度が極端に低下する。そのため夏期には栄養塩が欠乏し、プランクトンの増殖が顕著にならず、BOD の増加が緩やかになることが示唆された。

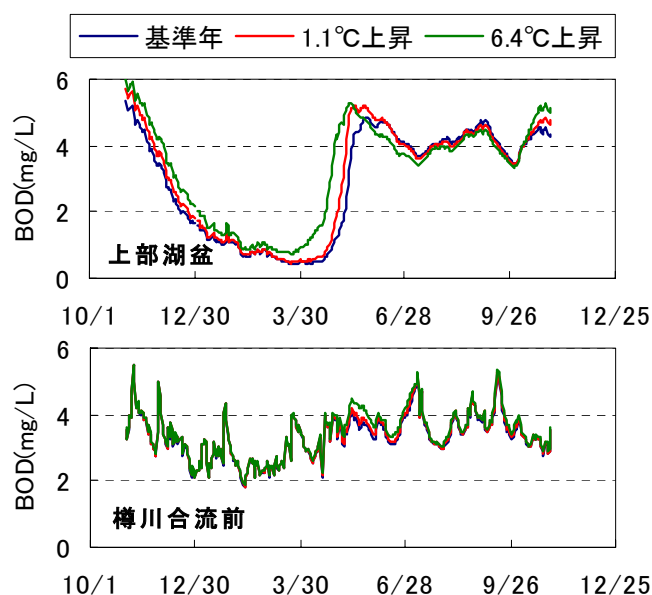


図 5-3-2 温度変化による水質試算結果

表 5-3-1 試算結果まとめ

		基準	1.1℃上昇	6.4℃上昇
年平均BOD (mg/L)	上部湖盆	2.89	3.04	3.24
	樽川合流前	3.33	3.37	3.44
結氷時期	上部湖盆	12月5日	12月10日	12月16日
	樽川合流前	12月15日	12月18日	12月26日
解氷時期	上部湖盆	3月26日	3月15日	2月20日
	樽川合流前	3月9日	2月26日	2月15日
結氷期間 (日)	上部湖盆	111	95	66
	樽川合流前	84	70	51

5-3-3. 気候変動の適応策

これまでの結果から、気温上昇により春期の BOD 濃度が増加することが想定される。一方で、導水による問題点は非導水期間である春期の BOD 濃度によって改善効果が反映されないことがあげられる。いずれも春期の BOD 上昇によって悪影響を与えることが想定されるため、これらの適応策を検討した。実際に石狩導水が実施されていることを考慮すると、導水方法による適応策を検討することが有益である。そこで、石狩導水が実施された 2010 年の再現計算を基準とし、現状の導水期間（6 月 1 日～11 月 30 日）を長期化させた場合についてモデルによる試算を行った。

与条件は石狩導水のみを変更した。導水期間を 5 月 1 日～11 月 30 日とし、導水量は 2010 年 6 月の実測値である日平均 $0.23\text{m}^3/\text{s}$ 相当を導入する条件とした。導水パターンについては図 4-1-4 に準じて設定した。

試算結果を図 5-3-3 に示す。参考として導水を行わなかった場合の結果も加えた。再現結果と導水を長期化した場合の結果を比較すると、5 月に導水を行うことで、5 月の BOD ピークを抑制することが可能であることが示された。しかし、8 月以降に逆に増加する挙動が見られた。これは、融雪期に石狩川河川水を導入することで、栄養塩の流入が増加することに起因する。石狩川河川水の融雪期の BOD が再現計算における 6/1 付近のピークである 9mg/L よりも低いために、希釈効果が得られる結果となった。このときの統計値を表 5-3-2 にまとめると、導水を長期化することで、5 月のピークや年平均は濃度の低下となるが、BOD75%値は若干、増加する結果となった。しかし、BOD75%値においてはほぼ同値となるが、春期の高濃度を抑制できるため、導水の長期化は水質改善には有効な方法といえる。

石狩川の融雪出水による負荷動態への気候変動の影響や導水を長期化したときの茨戸川における負荷動態を詳細に検討する必要があるものの、既存施設（石狩導水樋門）を活用することで、自然的な変化要因にも対応できることを示唆できた。

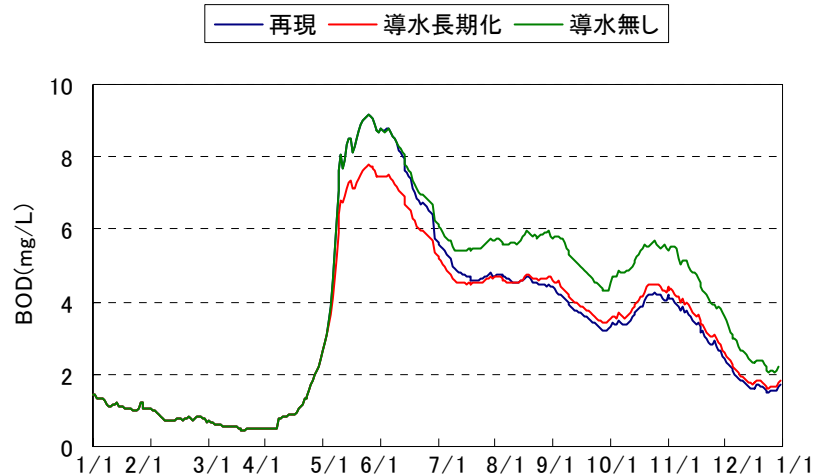


図 5-3-3 導水方法の違いによる BOD 試算結果

表 5-3-2 導水方法の違いによる BOD 統計値

	年平均 mg/L	BOD75%値 mg/L
再現	3.37	4.59
導水長期化	3.28	4.62
導水無し	3.93	5.75

5-3-4. その他

これら適応策を考慮すると、導水を通年で行うことで、水質改善がより効果的に行えると考えられる。結氷下の水質挙動からも冬期の導水は窒素やリンの希釈効果が得られると推察される。

ここで、問題となるのは冬期の取水が氷によって困難になることである。現状の取水施設はコスト削減や環境配慮のため自然流下方式を採択している。図 5-3-4 に示す石狩導水樋門を考えると、石狩川も結氷するために冬期の取水は事実上困難である。ポンプ等の動力を用いることで取水は可能であるが、ポンプや取水管の設置や運用を考慮するとコストの増大となり、B/C を考慮すると有効とはいえない。また、創成取水樋門を考えると、取水元の豊平川河川水は上流域のダム運用によって流量調整され、冬期には十分な流量を確保できない問題がある。このためにはダム運用、豊平川の治水安全性などを含めた検討が

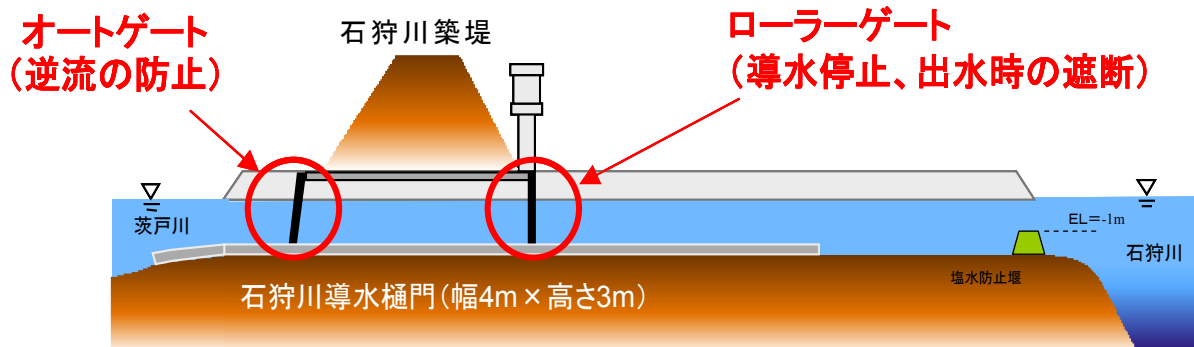


図 5-3-4 石狩導水樋門の構造模式図

必要となる。

これらのことから、現状では冬期の取水が不可能であるが、温暖化により融雪時期が早まることが予想され、流域の温暖化影響を考慮することで、冬期の取水可能性を議論できると考えられる。

また、本研究成果である結氷を考慮した水質予測モデルは、結氷する淡水域の水質予測には即座に適用可能である。しかし、本研究では塩水による影響を考慮していないため、汽水域や海域に適応するためには、密度流を考慮した流動計算や塩水下における水質挙動の算出についてモデルを改良する必要がある。

実際に茨戸川では下部湖盆において塩水の溯上が確認されているが、その頻度が少なく、滞留塩分の連続観測結果、塩水接触下の水質調査結果なども少ない。そのために本研究では塩分については無視している。

今後、網走湖のような結氷する汽水湖や港湾への応用を想定すると、塩水を考慮したモデルの改良が必要である。これにより、結氷するあらゆる水域の水質予測が可能となり、その水質のインパクト・レスポンスを予測でき、本研究の有用性も増すと思われる。

5-4. 第5章まとめ

導水により水質の改善が確認されたが、洪水や気候変動など自然要因による影響が懸念される。これらの影響を検討することで、改善効果を持続的なものとする適応策を示した。

ここで、寒冷地に立地することから、水質形成や導水実態においても結氷期への影響が重要となる。しかし、茨戸川では結氷に対する情報が無く、全国的にも結氷と水質との関係性が不明である。

まず、札幌における気温変化の実態を整理した結果、冬期の気温上昇傾向が顕著で、4月には気温が低下する傾向が確認された。これより、結氷期間が短縮されることが予想され、積算寒度と観察状況から結氷期間を推定した。その結果、結氷期間は気温の上昇傾向に伴い短縮され、近10年で1ヶ月ほど短縮されていることが推定された。さらに推定した結氷期間と水質との関係性を検討して、結氷期間とDO、無機栄養塩に相関性があることを示した。また、解氷日が早期化すると水温が上昇しやすく、BODの増加となることを推察した。これらの傾向をモデルを用いて解析した結果、結氷期間の短縮による水質への影響は無機栄養塩の減少よりも、水温の上昇による影響が強く、春期の水質悪化を招くことが推察された。

これら春期の影響に対応するためには導水期間の延長が効果的であることを、モデルによって示した。

【参考文献】

- 1) Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller : Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.2007.
- 2) 気象庁 HP : 気象統計情報、<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 3) 福島武彦、尾崎則篤、河嶋克典、原沢英夫、小尻利治 : 地球温暖化等の気象変動が河川・湖沼水質に及ぼす影響の統計的解析、京都大学防災研究所年報.B、第 43 号 B-2、pp.97-107、2000.

第 6 章 結論

都市化による悪影響として、流末水域の水質悪化が顕著になっている。札幌市の流末水域である茨戸川でも、未だ富栄養化は改善されておらず、その水質改善策を講じることを目的に本研究を進めてきた。以下に、各章ごとの主要な結論を列挙する。

第 1 章では、水質問題の現状と既往研究を示し、本研究の背景となる茨戸川における富栄養化の課題を整理した。

第 2 章では、茨戸川流域圏と茨戸川本川の水収支、負荷動態を整理して、茨戸川の水循環構造を示した。さらに、結氷期の水質観測を実施し、過去の水質挙動を整理することで、茨戸川の水質特徴を明示した。

第 3 章では、結氷を考慮した水質予測モデルを構築し、寒冷地における複数年の連続的な水質予測を可能にした。

第 4 章では、モデルを活用し、茨戸川水質改善のための効果的な導水方法を提案し、水質改善メカニズムを解析した。さらに、実際に実施された改善策の水質改善効果を観測値およびモデルにより検証し、水質が改善されたことを確認した。これにより、本研究成果が実務に展開され、効果を得られたことが示された。

第 5 章では、自然変化要因として気温変化を考慮し、結氷期間の推定法を示した。また、結氷期間と水質との関係性を明らかにした。さらに、気候変動による水質への影響と導水実態から、将来的な適応策を示した。

本研究成果は茨戸川水質改善事業である「清流ルネッサンスⅡ」に反映され、実際に導水事業が開始され、水質改善が進行しつつあることを確認している。この導水事業は複数年での導水を継続し目標達成を目指している点で水質改善事業としては全国初の試みである。

本論文中では今後起りうる影響についても議論しているが、本研究の課題を以下に記す。解氷時期の水質挙動については未だ不明な点が多く、観測を含めて気候変動影響を検討する必要がある。また、より汎用性の高い水質予測モデルとするためには、塩水影響を組み込む必要がある。さらに、流域全体の気候変動影響（例えば融雪出水やダムでの低水管理、地下水影響など）を研究することで、より実務的な適応策も提案できると期待される。

謝辞

本論文は、社会人学生として室蘭工業大学に在籍した間の研究成果である。

本研究は、実務上の「清流ルネッサンスⅡ」に係る水質改善効果の検討と相補的に、室蘭工業大学大学院 中津川准教授には調査計画、データ整理、研究方針など、あらゆる場面でご指導いただき、心から感謝しております。

実務上の窓口であった北海道開発局 札幌開発建設部（旧・石狩川開発建設部）の歴代の河川計画課計画係長であった坂井氏、谷氏、三浦氏には、調査計画及び実施について、さらにデータ使用について、様々な議論、ご指導、ご配慮をいただきました。(財)河川環境管理財団の稲葉氏には、事業計画やデータ取得に際して、多大なご協力をいただきました。(株)福田水文センターの皆様には、観測や分析に際して小生の要求に対応いただくと同時に、実務上も多大なご迷惑をおかけしたにもかかわらず、ご協力いただきました、ここに記して謝意を表します。

また、博士後期課程の同期生である、日本気象協会の臼谷氏には、学生生活や研究推進など多岐にわたって、ご協力いただきました。ご協力により社会人としての学生生活が充実したものになったと思っております。さらに、卒業生も含めて研究室の皆様には、ゼミや学生生活、研究協力など多方面で援助いただきました。改めて感謝いたします。

思えば、2004年に（独）開発土木研究所（現・寒地土木研究所）環境研究室に在籍したとき、当時の室長であった中津川准教授との出会いによって、現在学位論文をまとめるまでに至ったことを考えると、あの時がターニングポイントであったと感慨深くもあります。2007年に現職に復職後、中津川准教授に投稿論文を執筆するよう言われたときは、執筆する意味がわかりませんでした。2009年に室蘭工業大学に入学することになり、私にとって大きな意味があったとわかりました。当時の環境研究室でお世話になった方々、復職後に協力いただいた方々に改めて感謝の意を表します。

最後に、両親、家族の協力に感謝いたします。かつて大学院を中退している経緯から、今回の進学に関しても心配をかけたことと思います。しかし、入学後は経済面、生活面で多大な協力をいただき、今回は成果をまとめられたことを報告すると同時に、心から感謝いたします。